



TITLE:

微生物による基質の摂取・代謝の
動力学モデル化に関する研究(
Dissertation_全文)

AUTHOR(S):

津野, 洋

CITATION:

津野, 洋. 微生物による基質の摂取・代謝の動力学モデル化に関する研究. 京都大学, 1978, 工学博士

ISSUE DATE:

1978-09-25

URL:

<https://doi.org/10.14989/doctor.r3668>

RIGHT:

工
41 5 函
1

微生物による基質の摂取・代謝の 動力学モデル化に関する研究

昭和52年12月

津 野 洋

微生物による基質の摂取・代謝の 動力学モデル化に関する研究

昭和52年12月

津 野 洋

「微生物による基質の摂取・代謝の動力学モデル 化に関する研究」

目 次

第一章 緒 論	1
第一節 概 説	1
第二節 本研究の目的と概要	7
第二章 活性汚泥による基質除去ならびに代謝に関する動力学モデル	10
第一節 概 説	10
第二節 文献的考察	10
第三節 基質の摂取・代謝のモデル化	13
第四節 実験による検討	19
第五節 実験結果によるモデル式の検討	25
第六節 結 語	34
第三章 動力学モデルに及ぼす培養基質条件の影響に関する研究	39
第一節 概 説	39
第二節 培養 F/M (基質/微生物) 比の影響	39
第三節 窒素欠乏条件に関する考察	46
第四節 結 語	51
第四章 動力学モデルによる活性汚泥法の負荷変動応答特性のシミュレーションに関する研究	53
第一節 概 説	53
第二節 文献的考察	53
第三節 数理モデル式	54
第四節 完全混合型エアレーションタンクを有する活性汚泥法における水質負荷変動に対する応答特性	58
第五節 標準活性汚泥法における都市下水処理特性および水質負荷変動に	

対する応答特性	86
第六節 流入水量の変動に対する応答特性	106
第七節 結 語	106
第五章 藻類の増殖過程における基質の摂取ならびに代謝に関する研究	111
第一節 概 説	111
第二節 文献的考察	111
第三節 藻類の増殖特性に関する実験的検討	115
第四節 栄養塩の摂取ならびに藻類の増殖に関する動力学モデルの展開	126
第五節 実験結果によるモデル式の検討	133
第六節 結 語	140
第六章 霞が浦高浜入における夏期の水質変動特性に関する研究	145
第一節 概 説	145
第二節 水質調査	152
第三節 動力学モデルによる水質変動特性のシミュレーション	200
第四節 結 語	224
第七章 結 論	228
謝 辞	233
使用記号	234
参考文献	239

第一章 緒 論

第一節 概 説

近年の都市域への人口の集中，生活様式の変化，環境破壊による自然の物質循環の場の減少等が相乗的に働いて，河川，湖沼および内湾等の水質汚濁は大きな問題となっている。従来，水質汚濁としては，生物化学的酸素要求量（BOD）や化学的酸素要求量（COD）等の水質指標で示される有機汚濁物が主に取り上げられてきたが，近年，湖沼や内湾等における富栄養化が問題となりその原因物質としての窒素や磷等の栄養塩が取り上げられるようになってきた。しかしながら，富栄養化が問題となるのは，春季から秋期にかけての藻類の異常増殖による上水や工業用水の水源としての価値の低下，藻類の酸化分解による溶存酸素の不足に伴う魚のへい死や悪臭等が生じるためであり，有機汚濁物の形で生活環境に悪影響を及ぼしていることが多い。

自然界における有機物質は，例えば図 1-1 に示される概略図のように酸化

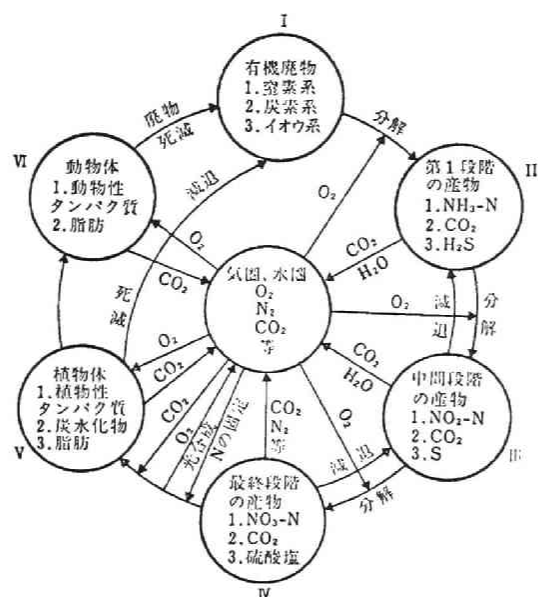


図 1-1 有機物のサイクル変化（好気性）¹⁾

分解経路あるいは食物連鎖の中に繰り込まれていて、地球生態系の調和がうまく保たれている。しかし、このような物質循環系において律速段階にある物質が蓄積し、人間の生活環境およびこれと密接な関係のある動植物やその生息環境が損なわれるようになってきたが、水質汚濁においては、前述のごとく有機汚濁物として問題が顕在化している。そこで、この律速段階にある有機汚濁物をすみやかに酸化分解してやる（水処理）とともに、水系で生成される有機汚濁物（一次生産産物）の量の評価ならびにその対策を行なうことが必要である。

現在、人間活動に伴って排出される有機汚濁物を含む下水の処理法としては、土壌や水中に棲む微生物を人工的に増殖させて、有機汚濁物を集中的に酸化分解する活性汚泥法が一般に用いられている。

この活性汚泥法の適切なる設計・操作、あるいは水系において生成（一次生産）される有機汚濁物の量の評価・対策を行なうためには、これらに關与する微生物の挙動あるいは微生物と基質（有機汚濁物あるいは栄養塩）との相互關係を描写する動力学モデルの展開が必要である。

活性汚泥のような微生物の増殖は有機物を基質としたものであり従属栄養型である。一方、一次生産に伴う藻類の増殖は無機性の炭素、窒素および磷等の栄養塩を基質として光合成により合成した炭水化物を用いて増殖を行なうものであり独立栄養型である。しかしながら、これら微生物の増殖過程における基質との相互關係については、同様の動力学モデル式が適用され、酵素反応式である Michaelis Menten 型 (Monod 型) あるいは Garret や Sawyer により展開された二相説的な表示式で示され、そして基質は微生物の増殖に比例して摂取されるとして定式化されることが多い。^{2~15)} すなわち、

(1) 微生物の増殖

i) Monod 型

$$\frac{dM}{dt} = \frac{\mu_{max} X}{K_X + X} M \quad (1-1)$$

ii) 二相説表示

基質濃度が高く、微生物増殖の支配因子とはならないとき（対数増殖相）

$$\frac{dM}{dt} = k_0 M \quad (1-2)$$

基質濃度が低く、微生物増殖の支配因子であるとき（増殖減衰相）

$$\frac{dM}{dt} = k_1 X M \quad (1-3)$$

（ロ）基質の摂取

$$-\frac{dX}{dt} = (1/a) \frac{dM}{dt} \quad (1-4)$$

ここで、 M : 微生物濃度 , X ; 基質濃度

K_X : Michaelis 定数 , μ_{max} ; 最大比増殖速度

k_0 : 基質濃度に関する 0 次式表示の増殖速度定数

k_1 : 基質濃度に関する 1 次式表示の増殖速度定数

a : 微生物対基質の比を表わす収率係数

t : 時 間

これらの表示式は簡潔で比較的良く現象をシミュレートする動力学モデル式ではあるが、藻類による光合成過程、微生物による栄養塩や有機物の基質摂取過程および代謝（呼吸あるいは細胞合成）過程を 1 過程にまとめて表示したものであり、各過程間の中間産物やそれらの微生物内の蓄積量等を表示しえておらず、これらの量による光合成活性や基質摂取活性および微生物の物理的・化学的性状への影響を論ずる場合には適していない。

活性汚泥法においては、良好な処理水を安定して得るための設計・操作法を検討するために、活性汚泥中の蓄積物等の化学的組成、核酸、あるいは脱水素酵素活性等の測定により基質除去活性度および沈降特性の把握、ならびに流入水負荷量の変動下でのこれら諸特性の変化に関する研究が行なわれており、これら諸特性の変化をも表示しうる動力学モデルの展開が必要であろうと考えられる。しかしながら、表 1-1 に示すように活性汚泥による基質除去に関して提示された動力学モデル式は、前述の Monod 型や二相説表示、ならびに初期吸着、阻害、活性等の項を加味したこれらの変型式等、外部基質の除去にのみ注目したものが多く、活性汚泥の性状をも考慮した動力学モデル式については、

吸着理論における空席率に相当する Activity の概念を導入し基質除去過程を基質の活性汚泥表面への吸着ならびに吸着物質の消化分解ないしは細胞合成による消滅過程の二段過程として式示した内藤等のモデル³⁰⁾、および細胞内蓄積物の変動に注目した J. F. Andrews 等のモデル等³¹⁾があるのみである。またこれらのモデルにおいても、基質の摂取過程や摂取基質の代謝過程等の速度定数あるいは飽和吸着率等の基本的なパラメータの値の算定については細胞外基質の除去状態や除去率等のデータに対するパラメータフィッティングによるものであり、モデルの概念の現象的な理解、あるいはエアレーションタンクへの流入水の水量・水質負荷変動のような問題を検討するための基本的な浄化因子間の相互関連の把握といったような実際現象への適用性の面からは十分とはいえないであろう。

水質制御やプロセス操作の面から、流入水量・水質負荷変動に対する活性汚泥プロセスの応答を予知することが望まれており、流入負荷変動に対するシステムの応答のシミュレーションやこれをもとにした安定操作のための制御に関する計算機を用いた研究は数多くなされている^{32~39)}。しかしながら、これらのシミュレーションの試みにおいては、生物反応については従来からの基質濃度に関する 1 次式や Michaelis - Menten 式が用いられ、基質除去活性や汚泥の沈降性に関与するとして注目されている汚泥内蓄積物量等の汚泥性状の変動に関するシミュレーションはほとんどなされていない。また、最終沈殿池からの返送汚泥については、エアレーションタンクと最終沈殿池とを 1 つの系としての取り扱いやあるいは最終沈殿池での汚泥濃縮率を一定とした取り扱いしかなされておらず、汚泥性状の変化による汚泥の沈降性の変化は反映されていない。

湖沼における藻類の増殖過程においては、藻類量の増減ひいては水の華 (bloom) 現象の機構を把握するために、光合成活性の変動、栄養塩の及ぼす影響、藻類中への栄養塩の蓄積、および光合成活性と沈降性の関係等の研究が行なわれており^{8, 40~47)}、藻類の増殖や栄養塩の摂取のみならず藻類の化学的組成の変動をも表示しうる動力学モデルの展開が必要であると考えられる。この観点より近年、表 1 - 2 に示すように、栄養塩摂取過程と細胞合成過程等を分けて考え栄養塩の細胞内への蓄積を加味したモデルが、例えば V. J. Bierman 等⁵⁾や W. J. Grenney 等⁴³⁾によりいくつか提示されている。しかしながら、これらのモデルにおけるパラメータの値の算定は困難であり、モデルの概念的な図示のみ

表1-1 活性汚泥による基質除去ならびに増殖に関する主なモデル一覧 (3,26~31)

微生物の増殖速度 (r_M)	経験的な処理度の表	$r_L = -EA$ 但し $E = \left(\frac{2LD}{AZ_j}\right)^{0.5}$	Baillo dと Boyle	基質除去は微生物フロック内の基質の拡散 (係数 D) に律速されるとしたものの (A ; 汚泥フロック表面積 Z_j ; 汚泥フロックと同じ表面積/体積比をもつ平板の半分の厚さ)	$D = 0.2 \sim 0.3 \times 10^{-7}$ cm^2/sec
		$r_L = -K_2 \lambda LM$	内 藤, Blackwellと Andrews	吸着理論における空席率あるいは微生物細胞内の蓄積物の変化を考慮した活性度 λ を導入したもの	$K_2 = 0.003 \sim 0.01$ $1/MLSS \cdot mg/l/hr$
		$\frac{L_e}{L_o} = 1 - 10^{-\left(\frac{L_o}{M_o t}\right)^m}$	Rich	負荷強度 ($L_o/M_o t$) が支配因子であるとしたもの (添字 e は反応終了時の状態を示す)	
		$L_e/L_o = (b/L_o) - (t/K')$ 但し, \log'	Tench	処理は1次反応, 反応定数は初期基質濃度の関数としたもの	
		$\frac{n}{\alpha + n}$	Benedek	処理度は BOD 負荷率 (T_b) と水理負荷 (T_h) の関数であるとしたもの	
		$\frac{1}{1 + K_3 M}$	Eckenfelder	右辺第二項は内生呼吸による微生物の自己分解項	$a = 0.4 \sim 0.65$ $mg \cdot MLSS/mg \cdot BOD$ $K_3 = 0.002 \sim 0.01 1/hr$

M ; 微生物濃度 (mg/l),

K_2, K', K_3, m, y ; 定数

λ コース主成分) あるいは都市下水について得られた値である。

栄養塩摂取速度	$r_X = K' \left[\frac{1}{1 + K_{ex} \cdot X_A} - \frac{1}{1 + K_{ex} \cdot X} \right] M$	Bierman	細胞外の栄養塩は誘導体と可逆反応的に結合し（平衡定数 K_{ex} ），これにより細胞内に摂取されるとした。 X_A ; A 細胞内の栄養塩濃度
細胞内の栄養塩の消費速度	窒素 $r_N = K \left\{ \frac{N_A - N_0}{K_m + (N_A - N_0)} \right\} M$ 燐 $r_P = K \left[1 - \exp \{ -0.693 (P_A / P_0 - 1) \} \right] M$	Fuhs, Caperon, Bierman	K_m は $N_A - N_0$ に関する飽和定数を添字 A は単位細胞内の含有量を, 添字 0 は単位細胞内の最小含有量を示す。

* M ; 微生物濃度 , X ; 栄養塩濃度 ,
 K ; 最大比増殖速度 , K' ; 最大比摂取速度

記号のつぎのとおり
 二酸化

成図のつぎのとおり

に終わっている現状である。また、光合成過程をも加味した数式表示はみあたらない。

近年の陸水域の富栄養化現象の顕在化に伴ない、湖沼における藻類量の増減を数式モデルによりシミュレートする試みが多くなされるようになり、我が国においても琵琶湖^{10,49)}や神戸市千刈貯水地¹¹⁾を対象とした例等がある。しかしながら、これらの例においても、一次生産速度定数、藻類の化学的組成あるいは環境条件等のモデルの基本的なパラメータ値については、文献考察によるあてはめやパラメータフィッティングによる推定等によっており、対象水域でのこれらの測定を含む総合的な調査研究を伴ったものは我国においては緒についたところである。また、藻類増殖の活発な夏期において、藻類の増減や栄養塩等の富栄養化関連水質項目について、数日間隔で集中的に調査、研究を行なった試みもあまりなされていない現状である。

第二節 本研究の目的と概要

本研究では、まず従属栄養性の微生物として、衛生工学の分野の主要な研究対象である活性汚泥を取り上げ、つぎに独立栄養性の微生物として、湖沼での水質悪化や人間の生活環境評価の面で衛生工学の分野の主要な研究対象となってきた藻類を取り上げ、これら微生物による基質の摂取・代謝に関する動力学モデル化を試みる。すなわち、藻類の光合成過程、藻類および活性汚泥による基質（栄養塩あるいは有機基質）の摂取過程、新陳代謝過程等の各過程、および各過程の産物の各過程や微生物の性状に及ぼす影響等を表示しうる動力学モデル式の展開を試みる。そして、これら動力学モデル式の各パラメータの値を実験的に算定するとともに、実際のこれら微生物の活動の場への適用性を検討し、そこでの現象のシミュレーションを試みる。

これら一連の研究においては、自栄養性微生物の光合成産物であるとともに他栄養性微生物の主要な細胞内蓄積物でもある炭水化物、ならびに主要な栄養塩である窒素および磷に注目し、それらの細胞内含有量の変動特性や細胞合成に及ぼす影響等を中心に考察を試みる。したがって、以下の章の内容はつぎのようである。

第二章では、活性汚泥による基質の摂取ならびに代謝に関する動力学モデル式の展開を試み、回分式での実験により、このモデルの各過程の表示式の妥当

性を検討するとともに、モデル式のパラメータの値の算定を試みた。この動力学モデル式は、活性汚泥の基質除去ならびに増殖の現象を、基質摂取過程、新陳代謝過程（呼吸経路および細胞合成経路）、および自己分解過程に分けて各々の過程に関するモデル式表示したものであるとともに、細胞内での有機基質の蓄積最大容量を仮定して、基質の摂取速度は蓄積不飽和容量に支配されるとして数式表示したところにも特色がある。これによって、従来から観察されていた活性汚泥細胞内での炭水化物等の蓄積物の変動、基質除去の初期における急激な基質除去の現象、および基質除去活性度等を表示することができた。

第三章では、第二章で提示した動力学モデルに及ぼす活性汚泥の培養基質条件、すなわち F/M （基質/微生物）比および窒素欠乏条件の影響について、実験的に考察を行ない、これらの条件下での各パラメータの値の評価や動力学モデルに基づく検討を行なった。

第四章では、活性汚泥法の安定した良好な操作を行なう上で、現在最も重要な問題となっている流入水の負荷変動を対象とし、その処理操作に及ぼす影響について、実験的に検討を行なうとともに、その応答特性について最終沈殿池における活性汚泥の挙動の解析をも含めて、第二章で提示した動力学モデルによるシミュレーション計算を行ない、検討を行なった。

第五章では、藻類の増殖過程における基質（栄養塩）の摂取ならびに代謝に関する動力学モデル化を行なう目的で、緑藻類の *Chlorella* sp. を用いて、その増殖特性に及ぼす窒素およびリンの影響に関する実験的研究を行なった。そして、この結果に基づいて、藻類の増殖および栄養塩の摂取の現象を光合成過程、栄養塩の摂取過程、代謝過程および自己分解過程に分けて各々の過程に関する動力学モデル式の表示を試みた。これに際して、過剰摂取が観察されているリンについては、最大リン蓄積容量を仮定して、第二章での展開と同様の取り扱いを行なった。これにより、細胞中へのリンの蓄積現象、および藻類の増殖における窒素ならびにリン濃度の影響等についても表示できた。

第六章では、藻類の異常増殖により生活環境に悪影響を及ぼしている霞が浦の高浜入を対象にして、異常増殖の生ずる夏期に調査研究を行ない、富栄養化に関連した水質項目の変動特性、およびこれら相互間の関係を把握するとともに、藻類の増殖に関する動力学モデル式の適用に際し重要なパラメータの値の評価を行なった。そして、これらパラメータの値を用いて、調査期間中の藻類

量や栄養塩等の挙動について、第五章で提示したモデル式および式（1 - 1）と（1 - 4）で示される Monod 型のモデル式の両者によってシミュレーション計算を試み、解析を行なった。

以上本研究では、微生物内の蓄積物の挙動に注目して微生物による基質の摂取および代謝に関する動力学モデル化を行ない、これの実際の場合への適用性を試み、従来からのモデルでは表示しえなかった現象や基本因子の変動および相互関係についての把握を行なおうとするものである。

第二章 活性汚泥による基質除去ならびに代謝に関する動力学モデル

第一節 概 説

活性汚泥による有機基質除去機構は、次のような各プロセスに分けて考えられる。

- (1) 有機基質と活性汚泥との接触
- (2) 有機基質の摂取
- (3) 細胞内基質の代謝

すなわち、廃水中に存在する有機基質は、物理的拡散によって、活性汚泥フロックの表面へ運ばれ、活性汚泥によって摂取、新陳代謝される。物理的拡散の速度が生化学的反応の速度に比べて、同程度の大きさである場合には、攪拌の影響が問題となる。

本章では、上記3つの浄化段階について、従来どのような検討が加えられてきたかを文献によって考察し、これをもとに基質の摂取代謝に関する動力学モデルの提示を試み、実験による検証を試みる。

第二節 文献的考察

W. J. Maier⁵⁰⁾は、物質移動によって溶解性基質と酸素が細胞表面に運ばれ、必要栄養塩とともに摂取され、エネルギーを得るためと新細胞合成のために段階的に酸化されるという「廃水中の物質の生物学的除去モデル」を考え、実験的考察を行なった。この中で彼は高攪拌回分式反応器では生物化学的反応が律速であることを示し、でんぷんを用いた実験より、細胞外で摂取可能な分解産物に加水分解される速度は加水分解産物の摂取速度の5～10倍の値であったと報告している。

C. R. Baillod と W. C. Boyle⁵¹⁾は Bird⁵²⁾らの示した物質移動 Nusselt 数を中心に考察を加え、フロック表面の境界相における最小必要推進力の濃度差が非常に小さい (10^{-1}mg/l のオーダーである) ため、液境界相の抵抗は律速とはならず、汚泥フロック内の基質の拡散が律速であると判断し、基質がフロック内を拡散する間に濃度に関する一次反応で消費されるという

「porous catalyst effectiveness factor model」を用いて、フロ

ック内の基質の拡散係数や混合による汚泥粒子の大きさの減少による影響などを研究した。これによると *zoogloeal* フロック粒子内のグルコースの有効拡散係数は水中におけるその約 7～9 % の範囲でしかなく、非常に小さな値を示している。また、北尾²⁹⁾は生物化学的に分解不可能なメチレンブルーを基質として用いて研究を行ない、メチレンブルーの活性汚泥による初期除去速度が活性炭の吸着速度に比べ非常に遅いことと、その除去パターンより、生物吸着における律速段階は液境膜よりも内部にあり、生物ないしは生物塊の表面に到達した有機物が細胞内部へ透過する過程に存在すると結論している。このように多くの研究者は、基質摂取速度は細胞内への取り込み過程、もしくは細胞内への拡散能によって定まると結論づけている。

活性汚泥表面に到達した有機基質は、細胞外酵素によって加水分解され、透過酵素理論によって示される機構で細胞内に摂取される。Rickenberg, Kapes^{53, 54)}とCohen^{53, 54)}は新陳代謝不可能な化合物の追跡に基礎を置いて研究し、細胞内で基質代謝が行なわれないか、あるいはその速度が摂取速度に比べてはるかに遅い場合には次式が成立することを報告している。

$$\frac{dC_{in}}{dt} = y \frac{C_{ex}}{C_{ex} + K} - K' C_{in} \quad (2-1)$$

ここで、 C_{in} : 細胞内基質濃度

C_{ex} : 細胞外基質濃度

y, K, K' : 定数

この式で、右辺第1項は細胞内流入速度であり、第2項は細胞外への流出速度である。

基質が細胞によって新陳代謝可能である場合には、はるかに複雑となることが考えられる。細胞外基質が除去されるにつれて、汚泥細胞内の炭水化物などの急激な増加があり、同時に急激な代謝分解が進められることが知られている。そして細胞内蓄積物が存在しているときには、汚泥は活発な代謝状態にあり、蓄積物の量が汚泥の沈降性の悪化や基質除去速度の低下に関係しているといわれている。

C. F. Walters, R. S. Engebrecht と R. E. Speece¹⁴⁾は細胞内炭水化物と PHB (poly-beta-hydroxy butyrate) を蓄積物質であるとして解析を行ない、これらの蓄積物と F/M 比との関係や基質除去速度への影響を研究

し、フロック化の助長や高い基質除去速度を得るためには、基質除去後、汚泥の回復期間が必要であることを述べている。また細胞内炭水化物は細胞外基質の中に炭水化物が存在するときのみ、PHBはペプチドあるいは蛋白質が存在するときのみ蓄積されることを報告している。

M. Dohanyos, P. Grau と J. Chudoba¹⁷⁾ は、基質除去速度が途中から減少するのは細胞内蓄積物容量の存在によって解釈できるとして、摂取された細胞内基質は貯蔵と新陳代謝の2つの経路に回され、そして細胞外基質がなくなると貯蔵物質は新陳代謝経路に回されるというモデルを考え、次式のような細胞内基質蓄積能を考えている。そしてこれと汚泥齢との関係や基質構成との関係について論じている。

$$c = \frac{v_1 - v_2}{60} t_b \quad (2-2)$$

ここで、 c : 細胞内基質蓄積能 (mg / gr)

v_1 : 細胞内基質蓄積容量が不飽和のときの基質摂取速度 ($\text{mg} / \text{gr} / \text{hr}$)

v_2 : 細胞内基質蓄積容量が飽和後の基質摂取速度 ($\text{mg} / \text{gr} / \text{hr}$)

t_b : 摂取速度が v_1 から v_2 に変化するまでの時間 (min)

この結果によると、蓄積能 c は汚泥齢や基質構成によって変化するが、汚泥齢 10 日で最大となり $350 \sim 400 \text{ mg} / \text{gr}$ という値に達する。

R. D. Roberts と A. G. Kompton⁵⁵⁾ は、 ^{14}C -Glucose を用いた実験を行ない、初期に顕著な基質の除去が存在し、これに相当する量が汚泥内で増加していることに注目して、この瞬間的なグルコースの除去は、ペーパークロマトグラフによる分析結果より、物理的な現象よりはむしろ新陳代謝プロセスによるものであらうと結論づけている。

G. J. Thabaraj と A. F. Gaudy Jr¹⁸⁾ は基質除去期間と内生呼吸期間の汚泥の動力学的挙動を観察するために、高い F/M 比で基質を与えて、窒素を与えた系と与えなかった系について実験を行ない、汚泥中の炭水化物や蛋白質などの挙動を観察している。これによると、汚泥中の蛋白質は窒素を与えた系の場合にのみ増加し、外部基質の除去速度も窒素を与えた系のほうがはるかに速い。汚泥中の炭水化物は両方の系において蓄積されるけれども、外部基質のな

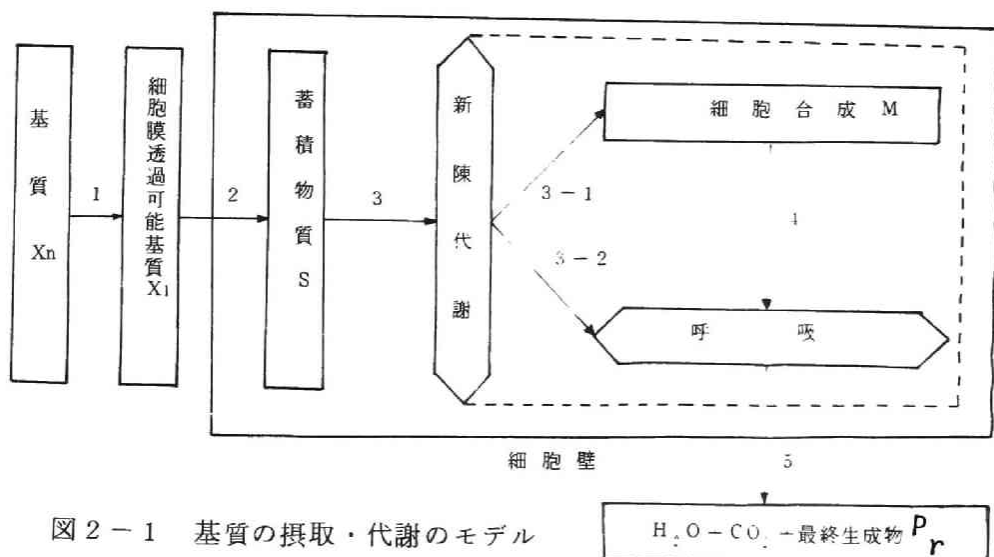
くなった後の内生相においては、窒素を与えた系のほうがはるかに速く減少し、もとの状態に戻っている。これらの結果は、細胞内の新陳代謝機構にはエネルギー獲得経路と細胞構成物合成の経路とが存在しており、窒素を与えることによって合成経路が効果的に働くことを示唆しているものと思われる。

以上のようないくつかの文献に示されている結果の総括として、細胞外基質は一度細胞内に摂取され、これが新陳代謝（細胞合成，エネルギー獲得）され、そしてこの2つの経路の速度の差によって蓄積物の増減が起こっていると解釈できるであろう。この蓄積物の量が、沈降性や基質除去速度を支配する要素の1つであると考えられる。以下、従来から検討されてきた浄化機構の特性表示をもとに前記した基質除去機構を統一的に考察しうるモデルの設定を試みる。

第三節 基質の摂取・代謝のモデル化

(1) モデルの概要

物理的拡散によって活性汚泥細胞と接触した基質は、図2-1に示された模式図にしたがって摂取・代謝されるものと考えられる。



まず、細胞表面に到達した基質は、細胞外酵素（透過酵素）によって細胞膜透過可能な基質に加水分解され（経路1），細胞内に摂取される（経路2）。

摂取された基質は細胞内基質として一度細胞内に蓄積されるものとする。こ

の蓄積物質が新陳代謝される。すなわち、一部はエネルギー獲得のための呼吸に（経路 3 - 2），一部は得られたエネルギーを用いて細胞合成に（経路 3 - 1）使われる。なお、蓄積物質とは、外部基質の摂取にしたがって急激に増え、そして外部基質がなくなるとすみやかに減少する細胞内物質であるとする。

細胞の一部は自家呼吸によって自己分解する（経路 4）。

呼吸によって生成した中間生成物の不要物，最終生産物， H_2O あるいは CO_2 などは細胞外の媒体中に放出される（経路 5）。

なお，本解析においては，窒素，磷，そのほかの栄養塩は十分に存在し，必要に応じて摂取されるものとする。

（2）モデルの定式化

a) 経路 1 - 基質 X_n の細胞内透過可能基質 X_1 への加水分解過程

細胞外酵素の働きによる加水分解反応の定式化であるが，W. J. Maier⁵⁰⁾ はでんぷんを用いた実験で加水分解反応は次式で表わされるとして解析を行なっている。

$$-\frac{dX_n}{dt} = K_1 M \quad (2-3)$$

X_n が低濃度になると X_n の濃度も関係してくると思われ，次式が与えられる。

$$-\frac{dX_n}{dt} = K_1 \left(\frac{X_n}{X_n^*} \right) M \quad (2-4)$$

ここで， X_n : 直接摂取不可能な基質濃度 (mg/ℓ)

X_n^* : 基質 X_n の濃度が関係し始めるときの基質 X_n の濃度 (mg/ℓ)

K_1 : 反応速度定数 (mg 基質 / mg 微生物 / hr)

M : 微生物濃度 (mg/ℓ)

中野らの行なったでんぷんを用いた実験結果⁵⁶⁾の一例を図 2 - 2 に示すが本式に適合することがわかる。

本式は経路 1 の速度を表わしたものであるが，後述する経路 2 と比べると，一般に経路 2 が律速である場合が多く，このような場合，細胞外基質濃度を BOD_5 のような総合的な指標で測定すると，経路 2 の表示式で示されるものの中に包含されてしまうことになると思えられる。

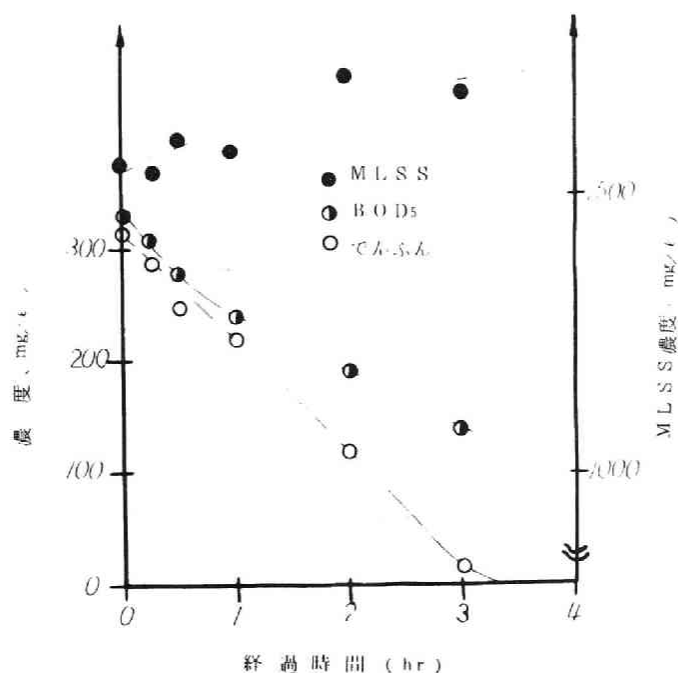


図 2-2 可溶性でんぷんの浄化特性

b) 経路 2 - 基質 X_1 の細胞内への摂取過程

Kapes と Cohen⁵⁴⁾ の新陳代謝不可能な基質を用いた実験結果は、細胞内基質濃度が一定となる細胞内基質平衡濃度、すなわち式 (2-1) において $dC_{in}/dt = 0$ となるときの細胞内基質濃度が存在することを示している。また、Chudoba¹⁷⁾ らも、彼らのモデルにおいて、細胞内基質の蓄積能を式 (2-2) で仮定し、一定の条件下で培養された微生物集団では一定であるとしており、基質除去速度が v_1 から v_2 に変化するのは、この蓄積能が平衡になるためであるとしている。

本論文のモデルにおいては、細胞内基質が蓄積され始めると同時に、この蓄積物が新陳代謝され始めると考えている。このため、新陳代謝が起これない場合に求める単位汚泥当たりの蓄積可能最大容量 (飽和蓄積容量), S_T/M , の存在と、基質摂取速度と新陳代謝速度とが等しくなったときの単位汚泥当たりの細胞内蓄積物量が一定となる平衡蓄積容量, S_b/M , の存在とを仮定する。そして、細胞外基質の摂取速度は、飽和蓄積物量と蓄積物量との差 (蓄積物の不飽和量) に支配されると考えると、次式が成立する。

X_1 が高濃度の場合 ($X_1 \geq X_1^*$)

$$\begin{aligned} -\frac{dX_1}{dt} &= a_2 K_2 (S_T - S) \\ &= a_2 K_2 \left(\frac{S_T}{M} - \frac{S}{M} \right) M \end{aligned} \quad (2-5)$$

X_1 が低濃度の場合 ($X_1 < X_1^*$) には、基質濃度にも支配されると考えられる。このため、式 (2-5) を以下のように変型し一般化する。ここで、 $X_1 \geq X_1^*$ のとき、 $[X_1/X_1^*] = 1$ 、 $X_1 < X_1^*$ のとき、 $[X_1/X_1^*] = X_1/X_1^*$ とする。

$$\begin{aligned} -\frac{dX_1}{dt} &= a_2 K_2 \left[\frac{X_1}{X_1^*} \right] (S_T - S) \\ &= a_2 K_2 \left[\frac{X_1}{X_1^*} \right] \left(\frac{S_T}{M} - \frac{S}{M} \right) M \end{aligned} \quad (2-6)$$

ここで、 X_1 : 細胞内へ透過可能な基質の濃度 (mg/ℓ)

X_1^* : X_1 の濃度が速度に関与してくるときの X_1 の濃度 (mg/ℓ)

a_2 : 蓄積物 1 mg をつくるのに必要な基質 X_1 量 (mg) を表わす換算係数 (mg 基質 X_1 / mg 蓄積物)

K_2 : 反応速度定数 ($1/hr$)

S : 系の中に存在する全細胞内の蓄積物濃度 (mg/ℓ)

S_T : 系の中に存在する全細胞の飽和蓄積物濃度 (mg/ℓ)

本式で、 S_T は微生物量 (M) の変化によって変化する変数であるが、 S_T/M という形で表示すると単位細胞内の蓄積物飽和量となり、これは活性汚泥微生物集団が変化しなければ一定であると考えることができる。今後 S/M という表示、いわば細胞内における F/M 比に相当する量を指標として用いることにする。また、この S_T/M は微生物集団の基質貯留能力を表わすものとして受け取ることができる。たとえば、炭水化物系の基質を高負荷で与え続けると、これに応じて S_T/M の大きな値を有する汚泥となり、膨化汚泥になる危険性を示す指標というように解釈できると思われる。

c) 経路 3 - 蓄積物 S の変動

C. F. Walters¹⁶⁾ らや A. F. Gaudy Jr.¹⁸⁾ らの実験結果に表わされているように、細胞内蓄積物質は外部基質がなくなると急激に減少することが知られているが、本モデルでは、外部基質の摂取開始と同時に蓄積基質の新陳代謝が始

まるとし、外部からの基質の摂取と新陳代謝との速度差が細胞内蓄積物量の変動速度であると考ええる。細胞内蓄積物の新陳代謝（経路 3）の速度は細胞内蓄積物の濃度に関する一次反応であると仮定すると、蓄積物の増加速度は次のように表わすことができる。

$$\frac{dS}{dt} = K_2 \left[\frac{X_1}{X_1^*} \right] \left(\frac{S_T}{M} - \frac{S}{M} \right) M - K_3 \frac{S}{M} M \quad (2-7)$$

ここで、 K_3 ：新陳代謝速度定数（ $1/hr$ ）

d) 経路 4 - 微生物量の変動

微生物量の内生呼吸相における減少速度は、一般に微生物濃度に関する一次反応でうまく表わされ、その反応定数は $0.05 \sim 0.25 \text{ } 1/day$ の間であるといわれている。¹⁸⁾ 本モデルにおいても、微生物細胞の自己分解速度は細胞量に関する一次反応式で表わされると考えると、細胞量の増加は次のように表わすことができる。

$$\frac{dM}{dt} = \alpha a_3 K_3 S - K_4 M \quad (2-8)$$

ここで、 α ：蓄積物質のうち細胞合成のために使われる割合を示すが、反応時間を通じて必ずしも一定値であるとは限らず、ある一定時間帯を平均的にみるとある定まった値として求めうることはある。

a_3 ：蓄積物質量から細胞量への換算係数（ $mg M / mg S$ ）

K_4 ：自己分解速度定数（ $1/hr$ ）

e) 最終生成物の濃度の変化

蓄積物が呼吸の経路に回されたときの最終生成物は H_2O と CO_2 であると考え、細胞外最終生成物質はおもに細胞の自己分解産物の溶出によるものであると考えると次式が得られる。

$$\frac{dP_r}{dt} = a_5 K_4 M \quad (2-9)$$

ここで、 P_r ：最終生成物濃度（ mg/ℓ ）

a_5 ：細胞の自己分解産物への換算係数（ $mg P_r / mg M$ ）

f) 酸素消費速度

基質の解糖過程や加水分解過程などでは酸素が必要でなく、実際に必要となるのは TCA 回路である。これより、酸素消費速度は蓄積物の代謝速度に支配される項と自己分解速度に支配される項との和として表わされ则认为られる。

$$-\frac{dO_2}{dt} = a_3' K_3 S + a_4' K_4 M \quad (2-10)$$

ここで、 O_2 : 酸素量 (mg)

a_3' : 新陳代謝するのに必要な酸素量を表わす換算係数 (mg O_2 / gr S)

a_4' : 自己分解するのに必要な酸素量を表わす換算係数 (mg O_2 / gr M)

しかしながら、宗宮³⁾によって報告されているように、酸素消費速度は基質付加後瞬間的に高い値を示すことが知られており、式 (2-10) で表わされるパターンは示さない。この点に関しては、後述の第五節の (4) で詳述する。

g) 活性度 λ の定義およびこれによる式示

近年、污泥の活性状態を表わすのに活性度という概念が導入され、種々の方面から検討されているが^{19~21, 25)}、ここでは、基質除去活性度は細胞内蓄積物量に左右されるという考えに基づき、次式によって表わされる活性度 λ を定義する。

$$\lambda = 1 - \frac{S}{S_T} \quad (2-11)$$

本式を蓄積物量の変動の式 (2-7) に代入すると、次のような活性度 λ の変動式が得られる ($S_T/M = \text{const.}$)。

$$\frac{d(1-\lambda)M}{dt} = K_2 \left[\frac{X_1}{X_1^*} \right] \lambda M - K_3 (1-\lambda) M \quad (2-12)$$

この式は、内藤³⁰⁾が³⁾、基質除去活性度は吸着表面の飽和率によって示されるとして示した式と同形をしている。また基質除去速度は λ を用いると次式のようなになる。

$$-\frac{dX_1}{dt} = a_2 K_2 \left[\frac{X_1}{X_1^*} \right] \left(\frac{S_T}{M} \right) \lambda M \quad (2-13)$$

以上モデルに従って、おのおのの律速段階となる物質などの変動の式示を試みた。以下に各段階の式示をまとめて示す。

経路 1

$$-\frac{dX_n}{dt} = K_1 \left[\frac{X_n}{X_n^*} \right] M \quad (2-3), (2-4)$$

経路 2

$$-\frac{dX_1}{dt} = a_2 K_2 \left[\frac{X_1}{X_1^*} \right] \left(\frac{S_T}{M} - \frac{S}{M} \right) M \quad (2-6)$$

$$= a_2 K_2 \left[\frac{X_1}{X_1^*} \right] \left(\frac{S_T}{M} \right) \lambda M \quad (2-13)$$

経路 2, 3

$$\frac{dS}{dt} = K_2 \left[\frac{X_1}{X_1^*} \right] \left(\frac{S_T}{M} - \frac{S}{M} \right) M - K_3 \left(\frac{S}{M} \right) M \quad (2-7)$$

活性度

$$\frac{d(1-\lambda)M}{dt} = K_2 \left[\frac{X_1}{X_1^*} \right] \lambda M - K_3 (1-\lambda)M \quad (2-12)$$

経路 3, 4

$$\frac{dM}{dt} = a_3 K_3 S - K_4 M \quad (2-8)$$

経路 4

$$\frac{dP_r}{dt} = a_5 K_4 M \quad (2-9)$$

酸素消費速度

$$\frac{dO_2}{dt} = a_3' K_3 S + a_4' K_4 M \quad (2-10)$$

第四節 実験による検討

(1) 実験方法

実験に用いた汚泥は、京都市T下水処理場の返送汚泥を種汚泥として、表2-1に示す人工下水を用いて、 F/M

比約 $0.3 \text{ mg BOD} / \text{mg MLSS}$ で毎日1回給餌の fill and draw 方式で培養したものである。グルコースは、そのままであるいはそれに近い形で容易に細胞内に摂取可能な基質であると一

般にいわれている。⁵⁰⁾そして、この人工下水を用いると細胞内蓄積物は、細胞内炭水化物で把握できると Walter¹⁶⁾らの結果により考えられる。

実験は、2ℓ のメスシリンダーに実験用汚泥を取り、上澄液を捨てて、水道

表2-1 人工下水の組成

成 分	量
グルコース	1,000 mg/ℓ
(NH ₄) ₂ SO ₄	500 mg/ℓ
A,B,C,D 液	各 1 ml/ℓ

水で再浮遊させた後、メスシリンダーの底より散気球を用いてばっ気、攪拌して回分式で行なった。

各実験において、基質付加直前、直後および一定時間経過ごとに混合液のサンプリングを行ない、表 2-2 に示す項目について分析を行なった。なお、媒体中の各項目については、ガラスフィルター (1G4) のろ液を、そして汚泥中の各項目については、遠心分離 (3000 rpm, 3 min) によって生理食塩水で 2 回洗浄後、蒸留水に再浮遊させたものを試料として用いた。

表 2-2 測 定 項 目

試 料	項 目	測 定 法
媒体中	COD グルコース ピルビン酸	重クロム酸法 アンスロン法 Food Analysis
汚 泥	炭 水 化 物 ピルビン酸 蛋 白 質	硫酸による分解を併用のアンスロン法 (グルコース基準) ホモジネート後、遠沈 (8000 rpm, 3 min) 上澄液に対して Food Analysis を適用 水酸化カリウムによる抽出を併用のビュー レット法 (卵製アルブミン基準)
混合液	MLSS 酸素消費速度	ガラスフィルター法 酸素分析器と記録計連結により測定

(2) 実験結果および考察

まず、攪拌の影響を見るために行なった実験結果を図 2-3, 2-4 に示してある。図 2-3 は初期 MLSS を同じ値にして初期グルコース濃度を変え、グルコースの除去状態を観察したものであるが、この図より除去速度は初期グルコース濃度に関係なく一様であることがわかる。図 2-4 は初期 MLSS 濃度を変えた場合のグルコースの除去の状態を示すが、グルコース除去速度は初期 MLSS が増加するにつれて速くなっている。これらのことより、本実験方法における攪拌はグルコース除去に影響を及ぼさない程度のものであるとみることができる。

グルコースの浄化特性の把握のために行なった実験の結果を図 2-5, 2-6,

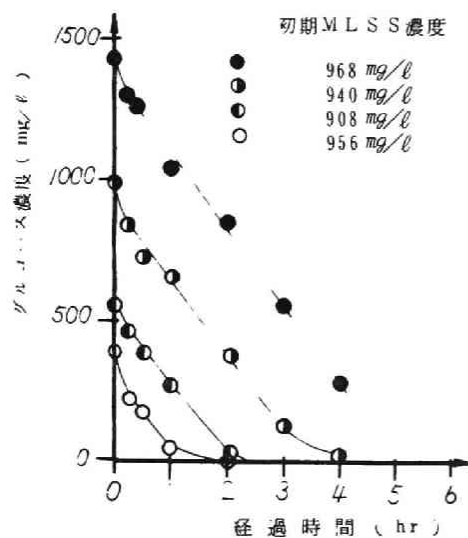


図 2-3 グルコースの浄化

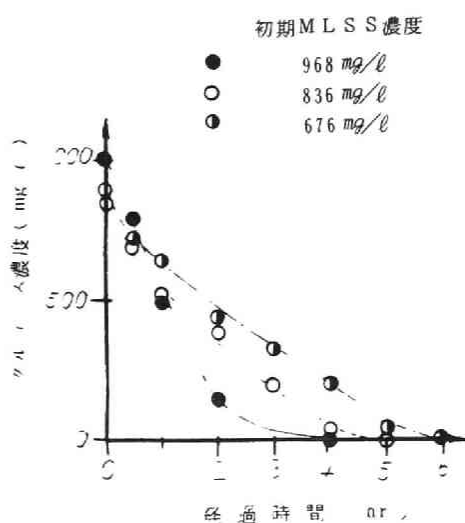


図 2-4 グルコースの浄化

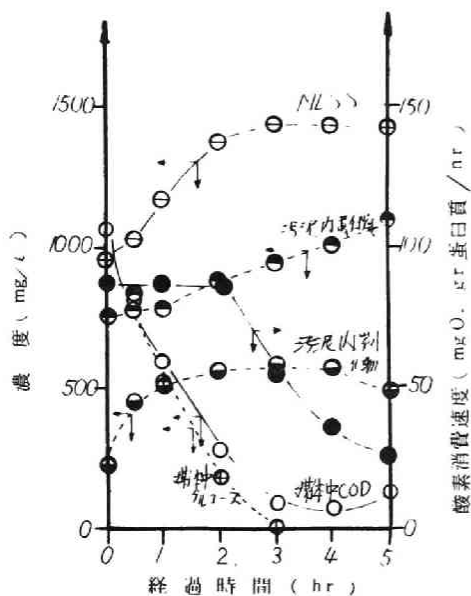


図 2-5 グルコース浄化特性 (実験No.1)

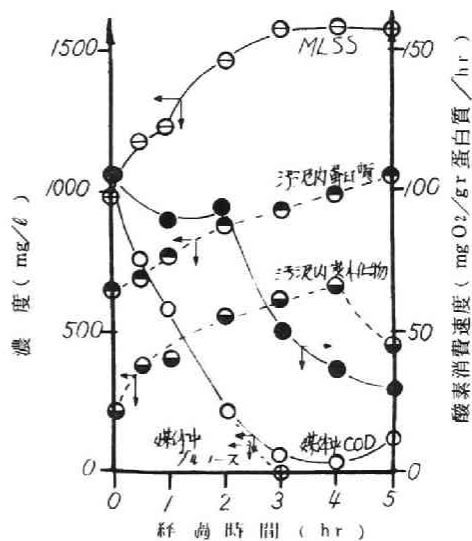


図 2-6 グルコース浄化特性 (実験No.2)

2-7, 2-8 に示す。なお、これらの図の中で媒体中のグルコースの濃度は COD に換算 (換算値は実験値 0.93 を採用) したものであり、今後これをグルコース COD と呼ぶことにする。

グルコースは初期に急激に除去され、その後ほぼ一定の速度で除去されてい

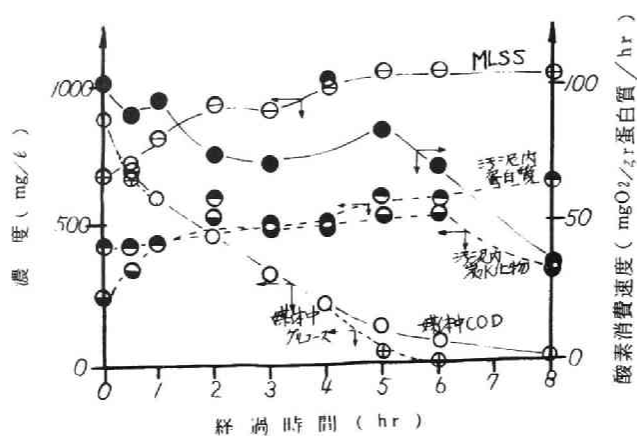


図 2-7 グルコース浄化特性 (実験No. 3)

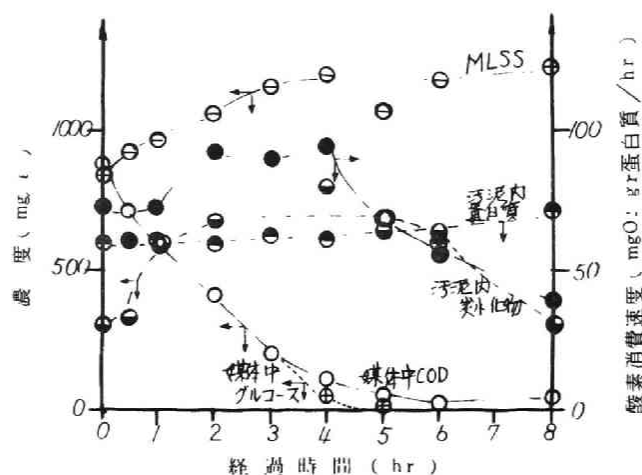


図 2-8 グルコース浄化特性 (実験No. 4)

る。一方媒体中の全 COD はグルコースと同様に除去されるが、完全には除去されないで、数 10 mg/l のオーダーで残存した。グルコース COD 除去曲線と全 COD 除去曲線との間には、グルコースが低濃度になったとき以外には、有意な差が見られず、同じ除去曲線で表わされるとみることができる。また、細胞内にはアンスロン法で測定できる糖類の蓄積物の存在が見られることより、グルコースは直接あるいはこれに近い形で摂取される場合が多いとみなせる。そして低グルコース濃度になったときのグルコース COD 除去曲線と全 COD

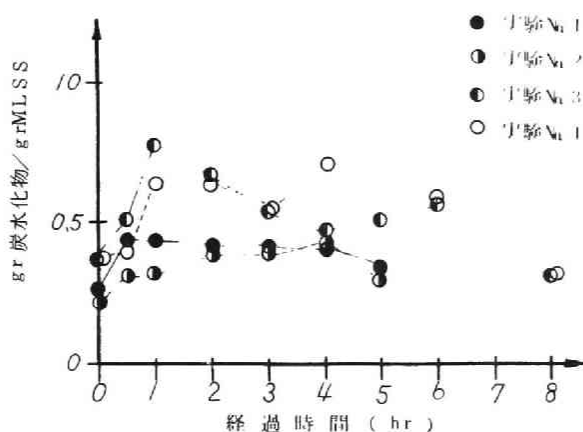


図 2-9 汚泥内炭水化物量の変化

除去曲線との差は、汚泥の分解などにおける溶出物や反応生成物によるものと解することができる。

汚泥内炭水化物は短時間で急激な上昇をし、その後徐々に増加し、グルコースが除去された後急激に減少している。一方、汚泥内蛋白質は徐々に増加している。これらのことから、炭水化物は一度汚泥内に蓄積され、新陳代謝により一部は新細胞合成に、またほかの部分はエネルギー獲得のために費やされていくと考えることができる。

MLSS の時間変化は、汚泥内炭水化物と蛋白質との時間変化と同様のパターンを示す。

酸素消費速度は、基質除去の間高い値を示し、その後急激に減少している。

媒体中のピルビン酸は実験を通じて 0 であり、汚泥内のピルビン酸量は微量存在するのが認められる程度であり、ピルビン酸として細胞内に蓄積される量は少ないようである。

汚泥内の炭水化物や蛋白質に特に注目して、単位汚泥中のこれらの変動を示したのが図 2-9, 2-10 である。単位汚泥中の炭水化物量は初期に急激に増加し、その後はほぼ同じ値が維持され、外部基質がなくなった後減少している。一方、単位汚泥中の蛋白質は時間経過とともにわずかに減少する傾向を示し、外部基質がなくなると増加するという傾向を示している。

単位汚泥当たり 1 時間に除去されたグルコース量の変動を図 2-11 に示してある。この除去量は初期に速く、その後除去されるまで一定に保たれている。

単位汚泥当たり 1 時間に除去されるグルコース量と単位汚泥中の炭水化物と

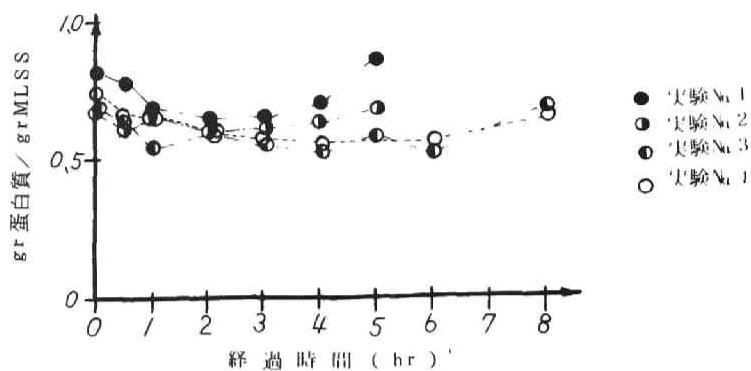


図 2-10 汚泥内蛋白質量の変化

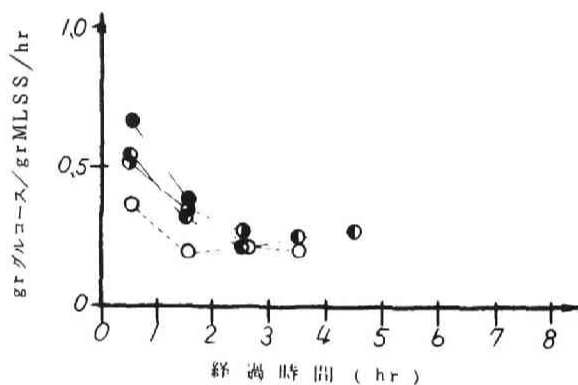


図 2-11 単位汚泥 1 時間当たりの
グルコース除去量の変化

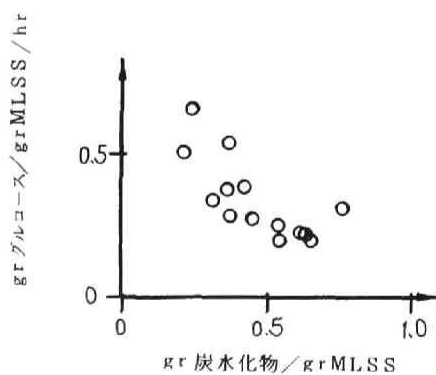


図 2-12 単位汚泥 1 時間当たりの
グルコース除去量と汚泥
内炭水化物との関係

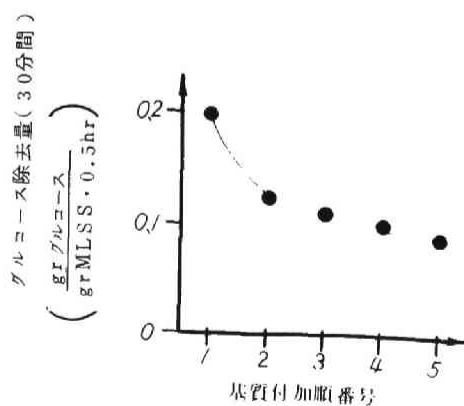


図 2-13(1) グルコース繰り返し付加実験の結果

の関係を図2-12に示してある。前者は後者が小さいほど大きいことが示されており、除去速度は汚泥内蓄積物量によって影響を受けると考えられる。

繰り返し基質を加えた実験結果を図2-13に示してあるが、基質付加を繰り返すごとに基質除去速度は減少しているという傾向は、上述の汚泥内蓄積物の割合によって説明できると考えられる。

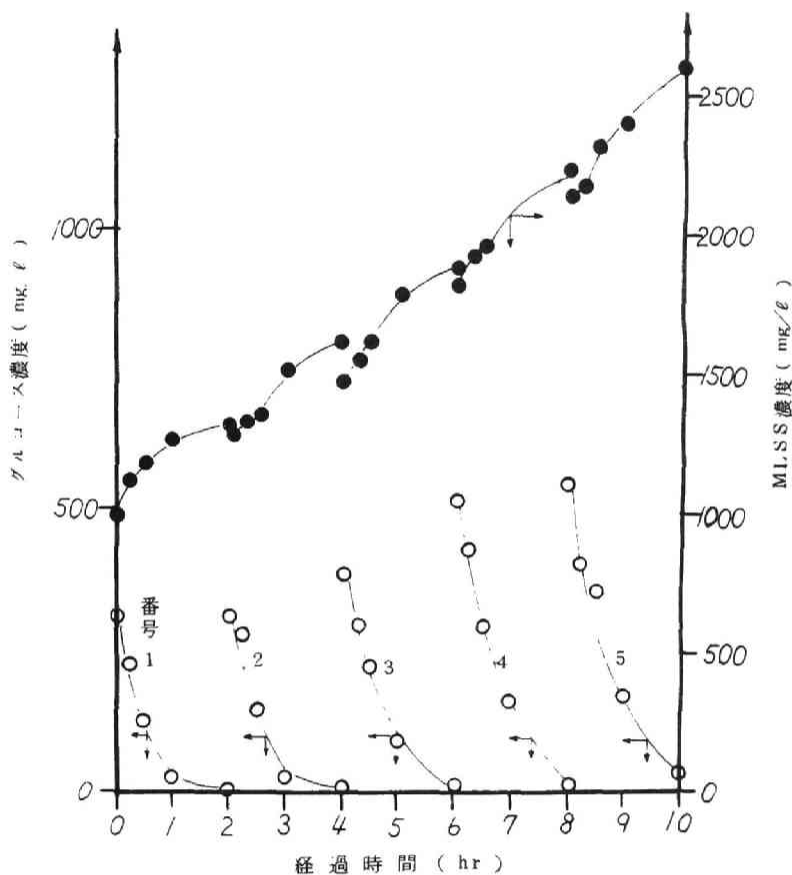


図2-13(2) グルコース繰り返し付加実験の結果

第五節 実験結果によるモデル式の検討

基質の摂取・代謝のモデルに基づいて実験結果を整理し、おのおののモデル式の係数を求め、あわせてモデルの適合性の考察を試みる。これに際し、次のような考え方をした。

(1) 実験結果より、グルコースの除去は、 X_1 の除去を表わす式(2-6)によって表示できる。

(2) 実験に用いた基質の組成より、細胞内蓄積物 S は炭水化物によって把握することができると考えられ、また実験時刻 0 (基質付加直前) において存在する炭水化物の細胞量の割合は、給餌後 20 時間以上ばっ気した汚泥を実験に用いたので、細胞構成物としての炭水化物の割合であると考えられる。それゆえに、この割合以上に存在するものを単位細胞当たりの蓄積物量 (S/M) とする。

(3) 基質に蛋白質系統のものが含まれていないので、活性を有する真の細胞量の変化は細胞内蛋白質量 M の変化でとらえられる。そして、この活性を有する細胞の蛋白質に対する割合 δ は、実験時刻 0 における値である。

(4) 実験は、同一条件下で培養増殖した微生物を用いたので、同じ微生物集団である。

なお、本実験に用いた汚泥の、実験時刻 0 における組成および性状を表 2-3 にまとめて示す。

表 2-3 実験に使用した汚泥の組成と性状

項 目 \ 実験 No.	No. 1	No. 2	No. 3	No. 4	
MLSS mg/l	968	988	676	836	
蛋白質 mg/l	760	650	445	610	
炭水化物 mg/l	238	215	250	307	
蛋白物/MLSS	0.785	0.658	0.659	0.730	
炭水化物/MLSS	0.246	0.217	0.369	0.367	平均
$\delta = \text{MLSS} / \text{蛋白質}$	1.27	1.52	1.52	1.37	1.42
酸素消費速度 $\frac{mg\ O_2}{gr\ \text{蛋白} \cdot hr}$	3.4	4.0	6.7	4.9	4.8

(1) 係数 K_2 , S_T/M , K_3 , S_b/M の算出

実験結果より、単位汚泥当たりの 1 時間のグルコース除去量は、単位汚泥中の蓄積物の割合が大きくなると減少するという傾向が示されたが、ここでは、単位蛋白質当たり 1 時間のグルコース除去量 (今後これをグルコース除去速度と近似的に考える) の変動を図 2-14 に、単位蛋白質当たりの蓄積物の変動を図 2-15 に示してある。単位蛋白質当たりの蓄積物の割合 S/M は時間

とともに増加し、2時間で平衡となり、約0.43 (gr 蓄積物 / gr 蛋白質) という値を示しており、そして細胞外グルコースがなくなると減少し始め0に漸近するような傾向を示している。この平衡値0.43 (gr 蓄積物 / gr 蛋白質)は、モデルの定式化のところで仮定した単位細胞当たりの平衡蓄積物容量であると考えられ、これを S_b/M で表示する。 S_b は系の中の全細胞中の平衡蓄積物濃度と考えられ、 M の増減とともに増減する。

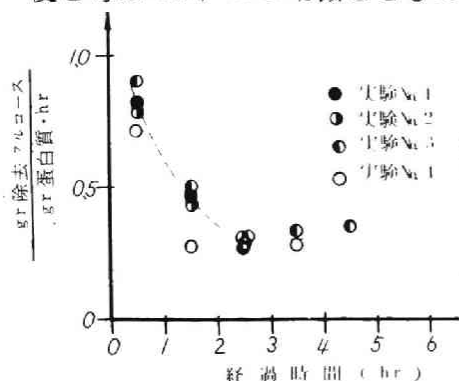


図2-14 基質除去速度の時間的变化

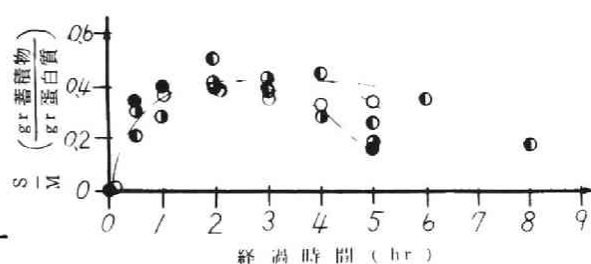


図2-15 蓄積物量の時間的变化

グルコース除去速度は、時間とともに減少し、単位細胞当たりの蓄積物量が平衡になると一定となる傾向を示している。

図2-16は、縦軸にグルコース除去速度を、横軸に $S_b/M - S/M$ をとってプロットしたものである。この図において直線の x 軸との交点を $-S_a/M$ とすると、図より -0.22 程度であり、次のような関係にある。

$$S_T/M = S_b/M + S_a/M = 0.65$$

(gr 蓄積物 / gr 蛋白質)

(2-14)

この S_T/M は単位細胞当たりの飽和蓄積容量を表わしている。また y 軸切片は、 $S/M = S_b/M$ のときのグルコース除去速度、すなわち蓄積物の新陳代謝速度と瞬間瞬間における合成新細胞による基質の摂取速度との和であり、 S_a/M はこの除去速度を有するときの単位細胞当たりの蓄積物の不飽和量であると解釈できる。そして直線の傾きは式(2-6)における $a_2 K_2$ を表わしていると解釈でき、 1.24 (mg グルコース / mg 蓄積物 / hr) が得られるが、グルコースも細胞内炭水化物もグルコース基準で求めた値であるので、 $a_2 = 1$ (gr グルコース / gr 蓄積物) としてよく、結局、 $K_2 = 1.24$ (1 / hr) となる。

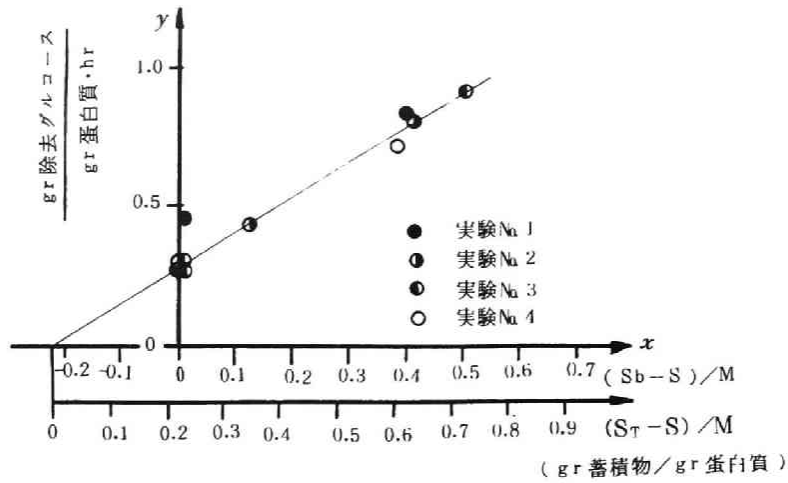


図 2-16 基質除去速度と $S_b/M - S/M$ (or $S_T/M - S/M$) との関係

$S = S_b$ のときは

$$\frac{1}{M} \frac{dS_b}{dt} = \frac{d(S_b/M)}{dt} + \frac{S_b}{M^2} \frac{dM}{dt} \approx \frac{d(S_b/M)}{dt} = 0 \quad (2-15)$$

と考えられるので、式 (2-6) と式 (2-7) より次式が得られる。

$$-\frac{1}{M} \frac{dX_1}{dt} \Big|_{S=S_b} = a_2 K_3 \frac{S_b}{M} \quad (2-16)$$

したがって図 2-16 の y 軸切片より、 $a_2 K_3 S_b/M = 0.27$ (mg グルコース/ mg 蛋白質/ hr) が得られる。これに、 $S_b/M = 0.43$, $a_2 = 1$ を代入すると、 $K_3 = 0.63$ ($1/hr$) となる。

(2) 係数 a , a_3 , K_4 の算出

$S = S_b$ のとき、式 (2-8) は次のようになる。

$$\frac{dM}{dt} \Big|_{S=S_b} = \alpha a_3 K_3 S_b - K_4 M = \left(\alpha a_3 K_3 \frac{S_b}{M} - K_4 \right) M \quad (2-17)$$

ここで、 $\alpha a_3 K_3 S_b/M - K_4 = \text{const.}$ であるので、式 (2-17) を $t = 2$ から $t = t$ まで積分すると、

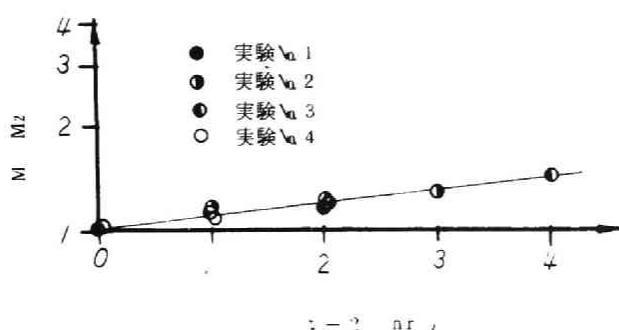


図2-17 蓄積物量平衡時における蛋白質の増加

$$\log \frac{M_b}{M_2} = \frac{(\alpha a_3 K_3 S_b / M - K_4)}{2.303} (t-2) \quad (2-18)$$

ここで、 M_2 : $S = S_b$ に達するときの時刻（本実験では2時間）における蛋白質濃度（ mg/ℓ ）

M_b : $S = S_b$ が維持されている間の蛋白質濃度（ mg/ℓ ）

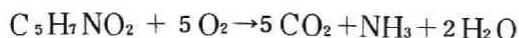
縦軸に M_b/M_2 ,横軸に $t-2$ をとってプロットしたものが図2-17である。

この図より、 $\alpha a_3 K_3 S_b / M - K_4 = 0.084 (1/\text{hr})$ が得られる。これに既知となった K_3 , S_b/M の値を代入すると、

$$\alpha a_3 \times 0.27 - K_4 = 0.084 (1/\text{hr}) \quad (2-19)$$

本実験結果より、自己分解定数 K_4 の値を直接得ることはできないが、一般にこの値は、 $0.002 \sim 0.01 (1/\text{hr})$ であるといわれており¹⁸⁾、ここでこれらの値を式(2-19)に代入して αa_3 を求めてみると $0.27 \sim 0.30 (\text{mg 蛋白質}/\text{mg 蓄積物})$ となり、 K_4 の変化による αa_3 の値はたかだか10%である。 αa_3 の値として0.30程度を与えても問題とならないと考えられる。このときの K_4 の値は $0.002 (1/\text{hr})$ である。なお、この値は間接的にはつぎのようにしてその概略値を得ることもできる。

活性汚泥の酸化は次のように示される。



基質添加直前の呼吸速度を仮に自己分解呼吸速度と考えると、 K_4 の値として

$$K_4 = \frac{4.8}{1.42} \times \frac{113}{80} \times 10^{-3} = 0.0048 (1/\text{hr})$$

が得られる。これは与えた K_4 の値と同じオーダの値である。

a_3 は蓄積物と細胞との換算係数であり、以下のように算定しうる。蓄積物を $C_6H_{12}O_6$ (180)，細胞を $C_5H_7NO_2$ (113) とかりに表示し，炭素量収支で計算すると，細胞量は蛋白質の $\delta = 1.42$ 倍 (表 2-3 より) であるので， $a_3 = 0.53$ (gr 蛋白質 / gr 蓄積物) となる。この結果を式 (2-19) に代入すると， $\alpha = 0.57$ が得られる。この値は蓄積物の増減がない，いわゆる $S/M = S_b/M$ を示す時間帯に対する値であると厳密には考えられる。

(3) 係数 a_5 の算出

実験結果において，グルコースが除去される時刻 t_i までの平均蛋白質濃度を M_a とし，このときの COD 濃度を P_{rti} として，次の近似式を用いて係数を求めた。

$$P_{rti} = a_5 K_4 M_a t_i \quad (2-20)$$

実験結果より

$$a_5 K_4 = P_{rti} / M_a t_i = 0.020 \quad (mg \text{ COD} / mg \text{ 蛋白質} / hr) \quad (2-21)$$

そして， $K_4 = 0.002$ ($1/hr$) であるので， $a_5 = 10$ ($mg \text{ COD} / mg \text{ 蛋白質}$) となる。

(4) a_3' , a_4' の算出および酸素消費速度について

酸素消費速度の経時的变化を図 2-18 に示してある。本実験結果も一般にいわれているように³⁾，酸素消費速度は基質付加後瞬間的に高い値になり，外部基質がある値以下になると減少するという傾向を示している。四つの実験結果より，反応初期において外部基質が十分存在しているときには，その基質濃度は酸素消費速度に直接的な支配因子とはならないと考えることができよう。この時期の酸素消費速度は図 2-18 に見られるように， 90 ($mg \text{ O}_2 / gr \text{ 蛋白質} / hr$) 付近の値を示している。この時期は，細胞内蓄積物が増加傾向あるいは平衡状態 ($dS/dt \geq 0$) であるときであり，外部基質の存在によってなんらかの刺激が細胞に与えられ，細胞が基質を摂取し代謝するのに必要なエネルギーを高レベルで獲得するために酸素を消費するのではないかと考えられる。つまり，酸素消費速度は次式のように表わされるであろう。

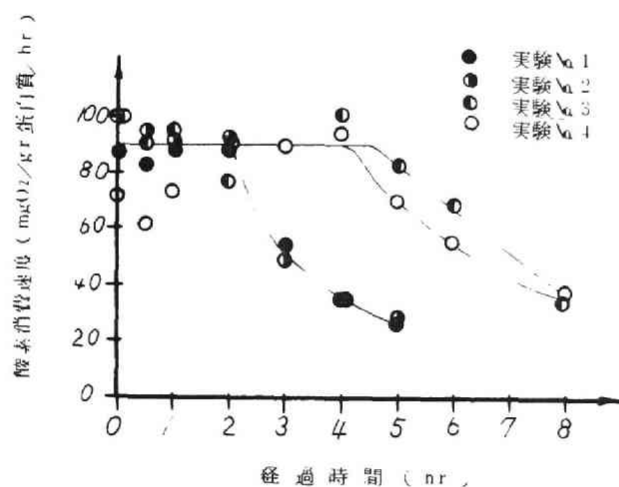


図2-18 酸素消費速度の変化

$$\frac{1}{M} \frac{dO_2}{dt} = \text{const.} = 90 \text{ (mg O}_2\text{/gr 蛋白質/hr)} \quad (2-22)$$

外部基質濃度がある値以下，すなわち $dS/dt < 0$ の状態になると酸素消費速度は減少する。このときの酸素消費速度と細胞内蓄積物 (S/M) との関係を図2-19に示した。なお， $S/M = 0$ のときのプロットは基質付加直前の値で代表した。本図より，この時期における両者の間には直線的な相関関係が成

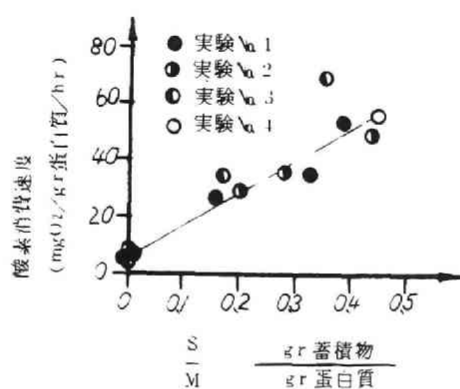


図2-19 外部基質除去後の
酸素消費速度と蓄積物量との関係

立するとみなすことができ、酸素消費速度は式(2-10)で表わされる。すなわち、酸素消費速度は蓄積物の代謝に支配されると考えられる。そして、この図より、諸定数を求めると、 $a_3' K_3 = 120$ ($\text{mg O}_2 / \text{gr 蓄積物} / \text{hr}$)、 $a_4' K_4 = 4.8$ ($\text{mg O}_2 / \text{gr 蛋白質} / \text{hr}$) となり、結局、 $a_3' = 190$ ($\text{mg O}_2 / \text{gr 蓄積物}$)、 $a_4' = 2,400$ ($\text{mg O}_2 / \text{gr 蛋白質}$) が得られる。

以上のごとく、実験例においては、酸素消費速度は次式で表示できる。

$$\frac{dS}{dt} \geq 0 \text{ のとき,}$$

$$\frac{1}{M} \frac{dO_2}{dt} = 90 \text{ (mg O}_2 / \text{gr 蛋白質} / \text{hr)} \quad (2-22)$$

$$\frac{dS}{dt} < 0 \text{ のとき,}$$

$$\frac{1}{M} \frac{dO_2}{dt} = 120 \left(\frac{S}{M} \right) + 4.8 \quad (\text{mg O}_2 / \text{gr 蛋白質} / \text{hr}) \quad (2-23)$$

これら2式で表わされる酸素消費速度の経時的变化を図2-20に実線で示した。この図よりわかるように、式(2-23)に $S_b/M = 0.43$ を代入しても、 57 ($\text{mg O}_2 / \text{gr 蛋白質} / \text{hr}$) にしかならず、2式の変換点において値の不連続が生ずる。この点に関しては、今後の更なる研究が必要であると思われる。

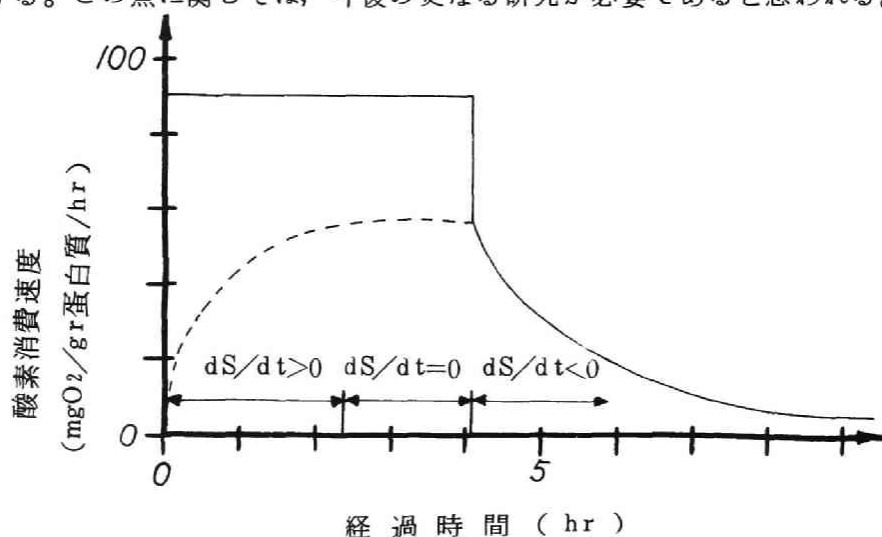


図2-20 酸素消費速度の理論曲線

表 2-4 係数および実験値

係 数 (単位)	値	係 数 (単位)	値
$a_2 \left(\frac{\text{グルコース } gr}{\text{蓄積物 } gr} \right)$	1	α	0.57
$K_2 (1/hr)$	1.24	$a_3 \left(\frac{\text{蛋白質 } gr}{\text{蓄積物 } gr} \right)$	0.53
$S_b/M \left(\frac{\text{蓄積物 } gr}{\text{蛋白質 } gr} \right)$	0.43	$a_4' \left(\frac{mg O_2}{\text{蛋白質 } gr} \right)$	2,400
$S_T/M \left(\frac{\text{蓄積物 } gr}{\text{蛋白質 } gr} \right)$	0.65	$a_3' \left(\frac{mg O_2}{\text{蓄積物 } gr} \right)$	190
$K_3 (1/hr)$	0.63	$a_5 \left(\frac{COD gr}{\text{蛋白質 } gr} \right)$	10
$K_4 (1/hr)$	0.002 (given)	$\delta \left(\frac{\text{微生物 } gr}{\text{蛋白質 } gr} \right)$	1.42

(5) 検 討

以上得られたモデル式の各係数をまとめると表 2-4 のようである。

本モデルにおける S_T/M は Kapes と Cohen⁵⁴⁾ の示した平衡蓄積容量を示すものと解釈できるが、 $\delta = 1.42$ (汚泥/蛋白質) を用いて、これを単位汚泥当たりの値 (S_T/SS) に換算すると、 $S_T/SS = 0.46$ (gr 蓄積物/ gr SS) となり、彼らの示した値とほぼ一致する。

また、 S_b/M は Chudoba¹⁷⁾ の示した平衡蓄積物容量を示すものと解釈でき、これを δ を用いて単位汚泥当たりの値 (S_b/SS) に換算すると、 $S_b/SS = 0.30$ (gr 蓄積物/ gr SS) となり、彼らの示した値 (汚泥齢 6 日) と一致する。

本実験では $\alpha = 0.57$ が得られたが、この値を用いてグルコース COD 1 gr に対して汚泥何 gr ができるか計算すると次のようである。

$$\begin{aligned}
 \frac{MLSS gr}{\text{グルコース COD } gr} &= \frac{MLSS}{\text{蓄積物}} \times \frac{1}{a_2} \times \alpha \times \frac{\text{グルコース}}{\text{グルコース COD}} \\
 &= \frac{113}{180 \times \frac{5}{6}} \times 1 \times 0.57 \times \frac{180}{192} = 0.40
 \end{aligned}$$

この値は一般にいわれている値であり⁶¹⁾、蓄積物のうち約 57% が細胞合成に回されると解釈できる。

表 2-4 に示されている係数の値と実験 No. 1 の初期値を用いて、モデル式によって表わされている X_1, S, M, P, λ そして M/S の変化をアナログコンピュータで計算したものが図 2-21 である。なお、プロット点は実験 No. 1~4 の結果である。本モデルは実験結果をよくシミュレートしていると判断できよう。

また、種々の基質対微生物比の場合の計算結果を図 2-22 に示してある。この図より、基質対微生物比が大きくなるにつれて、 $S/M = \text{const.}$ である平衡時間が長くなり、活性度 λ の回復が遅れることがわかるが、この時間があまり長いと、早く細胞外基質を摂取・代謝し、活性度 λ を早く回復しようとして、微生物集団の変化が起こり、 S_T/M の大きな、いわゆる膨化汚泥あるいは繊維状汚泥ができるものと思われる。したがって、この S_T/M は微生物集団の特性を表わす指標として用いることができよう。本汚泥によるグルコース除去の場合、汚泥内蓄積物が平衡濃度に達する最小の基質対微生物比は約 0.5 であり、このとき、ばっ気時間約 7 時間で活性度 λ は 1 に回復している。また一般にいわれている、基質対微生物比 0.1~0.3、ばっ気時間 4~6 時間という操作条件は、本実験でも妥当であることがこの図より判断できる。

第六節 結 語

本章では、細胞内蓄積物に注目して、活性汚泥による基質の摂取・代謝に関する一連の動力学モデルを提案した。そしてグルコースを基質として実験を行ない、細胞内の炭水化物や蛋白質の変動に注目して、汚泥の浄化特性を把握し、この結果を用いてモデルの各種係数の算出を試みた。この結果、提示モデルによって、基質摂取過程、蓄積物量の変動、微生物量の増減、最終生成物の変化ならびに活性度の変化がシミュレートできることを示した。なお、酸素消費速度については、その特性表示を行なった。

得られた結果を各節ごとに示すと以下のようなものである。

第二節では、活性汚泥による有機基質の除去機構について、細胞内への基質の摂取および代謝を中心に文献的考察を試み、つぎのような知見を得た。すなわち、基質の除去過程において、細胞外基質が豊富に存在するときには細胞内に炭水化物や PHB 等が蓄積され、細胞外基質が枯渇後はこれらの蓄積物は代謝分解されて減少する。そして、これらの蓄積物の量が基質除去速度や活性汚泥の沈降性等に影響を及ぼすようであり、細胞内蓄積物の変動特性を把握する

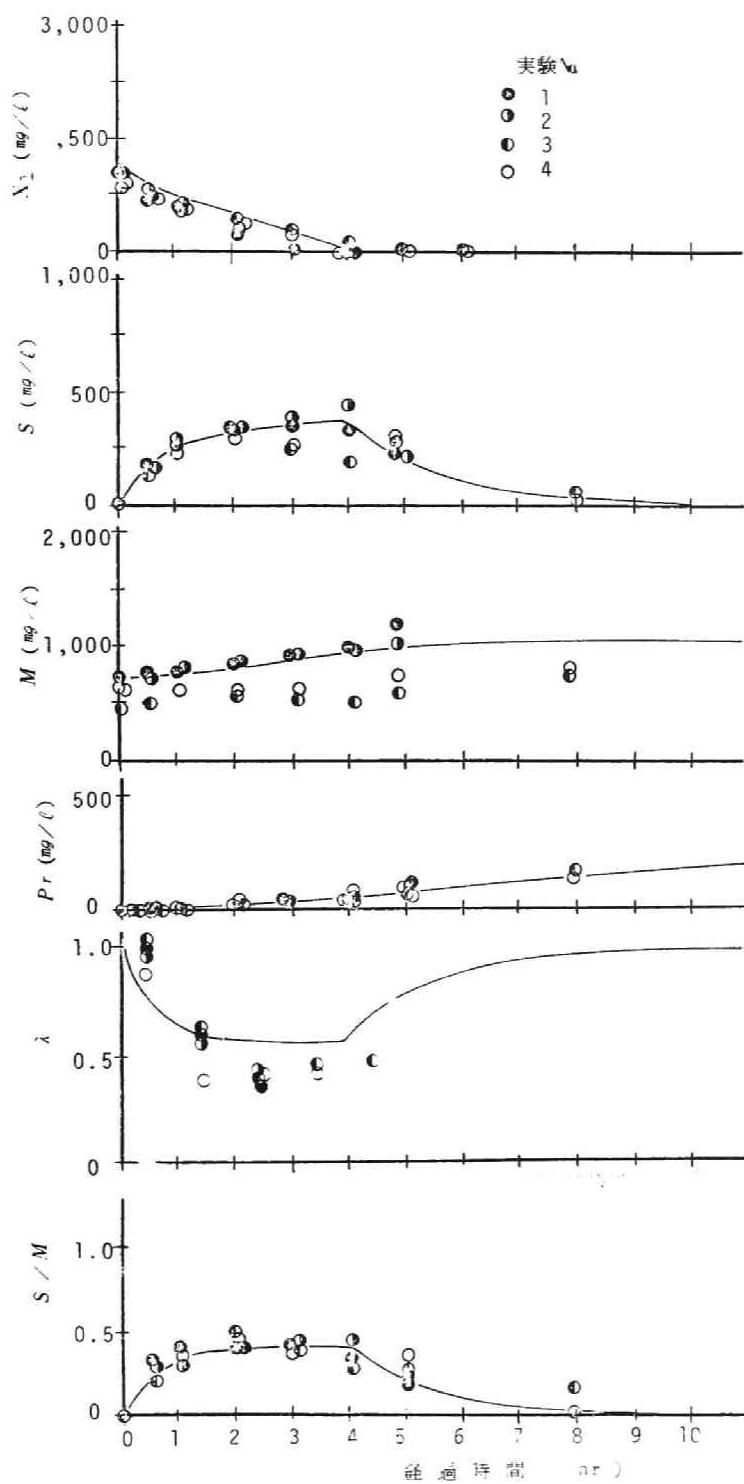


図2-21 基質浄化特性の理論値と実験値

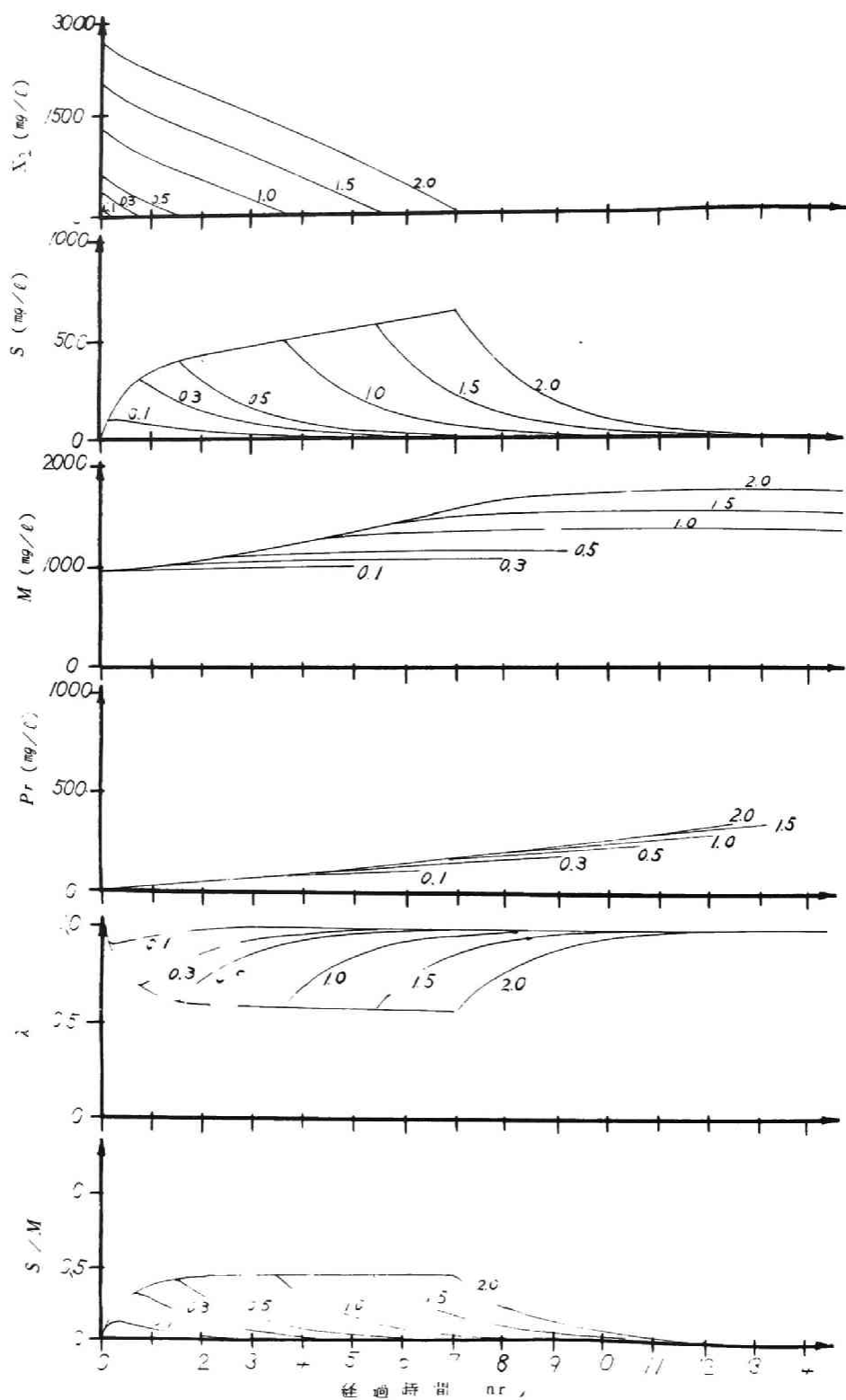


図2-22 基質対微生物比の各因子に与える効果
(図中各パラメータは基質対微生物比を示す)

ことは重要である。

第三節では、細胞内の蓄積物量の増減をも含めた基質除去機構を統一的に考察しうる基質の摂取・代謝の動力学モデル化を試みた。この提示モデルにおいては、細胞外基質は一度細胞内に摂取され、これが新陳代謝（細胞合成、エネルギー獲得）され、そしてこの2つの経路の速度の差によって蓄積物の増減が生ずるとして、各経路の数式表示を行なった。とくに、細胞内蓄積物量については Kapes と Cohen^{53, 54)} の実験により示されるような飽和蓄積物量と、Chudoba¹⁷⁾ 等や Walties¹⁶⁾ 等の実験により示されるような平衡蓄積物量とを仮定し、基質摂取速度は蓄積物不飽和量に支配されるとして数式表示を行なった。

第四節では、グルコースを主成分とする人工下水を用いた回分式の実験により、活性汚泥による基質の除去特性の把握を試みたが、主要な結果は以下のようである。

- 1) グルコース除去においては適当なばっ気条件下では、攪拌による影響は少なく、生物化学的反応が律速段階であることが多い。
- 2) グルコースは直接あるいはこれに近い形で摂取されるようである。
- 3) 基質の除去過程において、初期に汚泥内の炭水化物が急激に増加し、その後外部基質の枯渇後はこれは減少する。一方汚泥内の蛋白質は徐々に増加する。
- 4) MLSS 中の炭水化物含有率は、基質除去過程の初期に急激に増加し、その後ほぼ同じ値が維持され、外部基質がなくなった後減少する。一方、MLSS 中の蛋白質含有率は初期に急激に減少し、外部基質がなくなると増加する傾向にある。
- 5) グルコース除去速度は初期に速く、その後外部基質が除去されるまで一定となる傾向にある。
- 6) グルコース除去速度は、MLSS 中の炭水化物含有率が大きくなるにつれて遅くなる。

第五節では、実験結果をもとに、細胞中蓄積物量を汚泥中炭水化物により、細胞量を汚泥中蛋白質により把握して、提示モデルの各係数値を算出するとともに、妥当性についての検討を試みた。得られた主要な結果は以下のようである。

- 1) 基質摂取速度定数や新陳代謝速度定数等の各経路の速度定数および各種換

算係数等の値を、実験データをもとに算出したが、とくに算出された飽和蓄積容量 ($S_T/M = 0.65 \text{ gr 蓄積物} / \text{gr 蛋白質}$) および平衡蓄積容量 ($S_b/M = 0.43 \text{ gr 蓄積物} / \text{gr 蛋白質}$) の値は、各々相当する Kapes と^{53, 54)} Cohen および Chudoba¹⁷⁾ 等の実験結果より示される値と一致する。

- 2) 提示モデルおよび算出された各係数値により、基質摂取特性、蓄積物の変動、微生物量の増減、最終生成物量の変化ならびに活性度の変化等の実験結果をシミュレートできる。
- 3) 酸素消費速度についてはその特性表示を試みたが、とくに、外部基質が枯渇後は、酸素消費速度は細胞内蓄積物量に比例する形で示される。

以上により、活性汚泥法における操作因子や流入水負荷変動に対する処理操作の検討を行なううえでの基本因子間の関連を表示することができた。

第三章 動力学モデルに及ぼす培養基質条件の影響 に関する研究

第一節 概 説

第二章では、活性汚泥による基質除去において細胞内蓄積物の挙動が重要であることを示し、これに注目して、基質の摂取・代謝に関する動力学モデルを提示した。

本章においては、活性汚泥による基質の除去過程における蓄積物の変動特性これに及ぼす培養 F/M ($Food/Microorganisms$) 比ならびに基質組成中の窒素量による影響、および基質摂取速度に及ぼす蓄積物含有率の影響等を把握する目的で実験による検討を行う。そして併わせて、第二章で提示した動力学モデルに従ってデータを整理し、基質除去に及ぼす培養 F/M 比ならびに基質組成中の窒素量の影響について動力学モデルに基づいた検討を試みる。

第二節 培養 F/M (基質/微生物) 比の影響

培養 F/M 比により微生物集団の構成が異なることから、基質除去特性や沈降特性等の活性汚泥法における重要な操作因子が影響を受けることはよく知られている。^{16~18,81)} C. F. Walters¹⁶⁾ らや J. Chudoba¹⁷⁾ らの実験結果によると、培養 F/M 比あるいは汚泥日齢により活性汚泥細胞中の平衡蓄積物量あるいは蓄積物の挙動が異なることが示されている。したがって、基質除去特性や沈降特性等に及ぼす培養 F/M 比の影響を把握するためには、同時に活性汚泥細胞内の蓄積物の挙動を把握することが重要であると考えられる。

本節では、活性汚泥細胞内の変動特性、これに及ぼす培養 F/M 比の影響、および基質摂取速度に及ぼす蓄積物含有率の影響等を実験により検討し、併わせてデータの動力学モデルに基づく解析をも試みる。

(1) 実験による検討

(1-1) 実験方法

実験に用いた汚泥は、K市都市下水処理場の返送汚泥を種汚泥として、第二章の実験で用いたと同様の人工下水(表2-1)を用いて、所定の F/M 比($0.1 \sim 0.8 \text{ mg BOD/mg MLSS}$)で、1日1回給餌の fill-and-draw 方式で、1ヵ月以上馴致培養を行なったものである。実験は20時間以上空ばっ気した

汚泥を2回水洗した後、2ℓのメスシリンダーにより回分式で行なった。

実験の開始直前、直後、および任意のばっ気時間毎にサンプリングを行ない、直ちに溶解性グルコース（アンスロン法）、汚泥中炭水化物（硫酸アンスロン法）、および汚泥中蛋白質（ビュレット法）濃度に関して分析を行なった。溶解性グルコースはガラスフィルター（1G4）ろ液に対して、汚泥中の炭水化物および蛋白質は遠心分離水洗汚泥（3,000 rpm, 3回）に対して分析を行なった。

各項目の分析法については第二章と同じ方法（表2-2）を用いた。^{57~60)}

（1-2）実験結果および考察

所定の各 F/M 比で培養し、実験に用いた汚泥の基質添加直前（実験時刻0と考える）における組成および性状を表3-1に示す。いずれの汚泥においても、測定項目に関しては同様の組成で、MLSS中の炭水化物含有率は16.4~23.2%であり、MLSS中の蛋白質含有率は61.2~78.2%であった。そして、単位蛋白質当たりの炭水化物含有率は23.3~32.2%であった。

表3-1 実験汚泥の組成と性状

培養 F/M 比 項目 ($gr\ BOD/gr\ MLSS$)	0.1	0.3	0.5	0.8
MLSS (mg/ℓ)	1529	978	1900	1582
蛋白質 (mg/ℓ)	1195	705	1356	968
炭水化物 (mg/ℓ)	278	227	410	260
蛋白質/MLSS	0.782	0.721	0.714	0.612
炭水化物/MLSS	0.182	0.232	0.216	0.164
炭水化物/蛋白質	0.233	0.322	0.302	0.269

グルコース除去状態を図3-1に示す。実験時の F/M 比は0.5~1.0 ($gr\ BOD/gr\ MLSS$)で行なったが、いずれの場合も、3時間以内でグルコースは除去された。除去速度は、培養 F/M 比が0.1~0.8 ($gr\ BOD/gr\ MLSS/day$)の間では、 F/M 比が高くなるにつれて大きい傾向がみられる。そしていずれの場合も、除去速度は実験初期に速く、その後ほぼ一定であり、基質濃

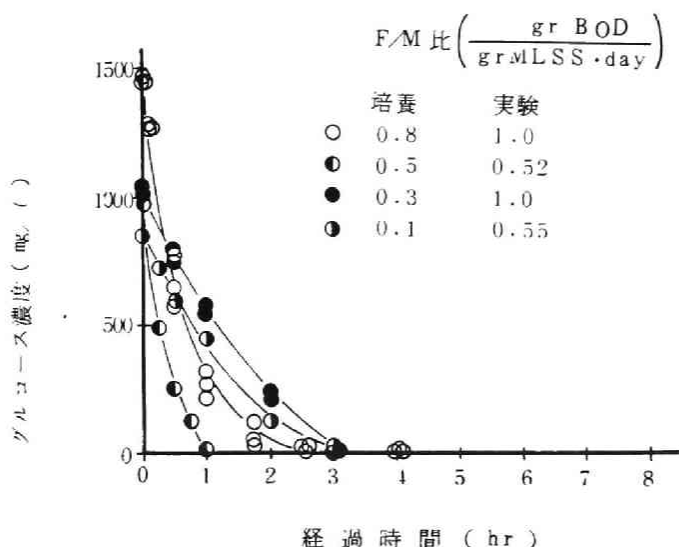


図 3-1 基質の除去特性

度が低くなると遅くなるという傾向がみられる。

汚泥中の炭水化物量は初期に急激に増加し、その後増加はゆるやかになり、外部基質が除去された後は減少し始めるという傾向がみられた。汚泥中の蛋白質量は、実験期間中ゆるやかに増加する傾向がみられた。

実験に用いた基質の組成より、第二章での取り扱いと同様に活性汚泥微生物量 (M) は汚泥中の蛋白質量により把握でき、そして微生物内蓄積物量 (S) は汚泥中炭水化物により把握できると考えられる。また、実験時刻 0 (基質添加直前) において汚泥中に存在する炭水化物量の微生物量に対する割合は、給餌後 20 時間以上空ばっ気した汚泥を実験に用いたので、細胞構成物としての炭水化物の割合であると考えられ、それゆえに、この割合以上存在するものを単位微生物当たりの蓄積物量 (S/M) と考える。この考えを基礎にして計算される単位微生物当たりの蓄積物量 (S/M) の変化を図 3-2 に示す。いずれの場合も、 S/M の値は時間とともに増加し、1~2 時間で任意の平衡値 (S_b/M) に達し、その後外部基質がなくなると減少し始め 0 に漸近するような傾向を示している。平衡値 (S_b/M) に保たれる時間は、培養 F/M 比に比較して実験 F/M 比が大きい程、長い傾向がみられる。そして、この平衡値 (S_b/M) は、培養 F/M 比が大きい程、大きい傾向がみられるが、その状態を示したのが図 3-3 である。なお、この図には、参考のために C. F. Walters 等の実験結

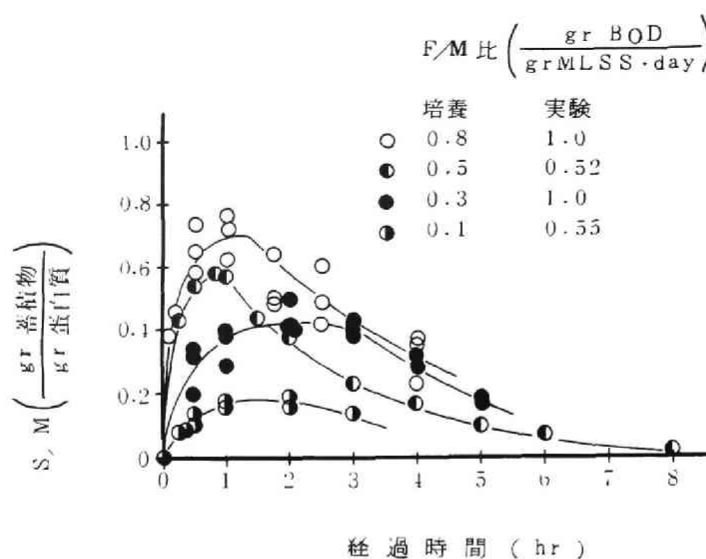


図 3-2 蓄積物含有率の変動

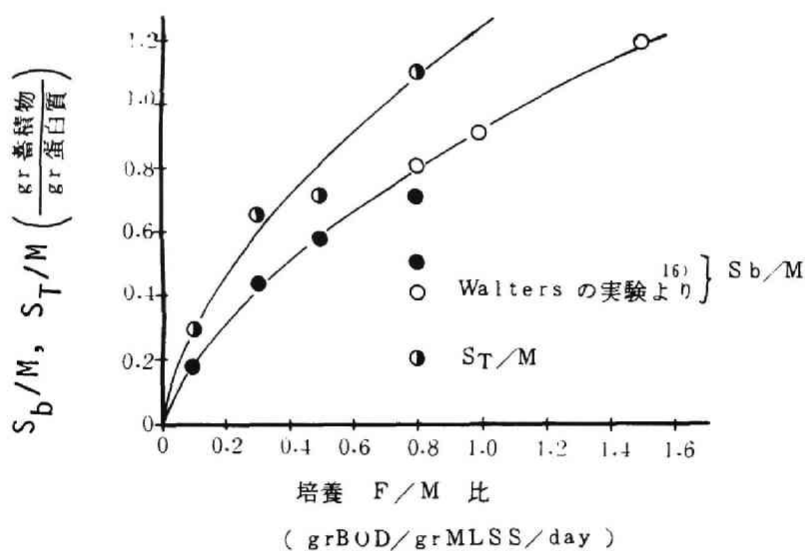


図 3-3 蓄積物含有率に及ぼす F/M 比の影響

¹⁶⁾ 果より計算される S_b/M の値も同時に示してあるが、本研究結果と同様の傾向が示される。これらの結果より、ある任意の F/M 比で培養された微生物集団は固有の平衡蓄積物容量 (S_b/M) を有しており、この微生物集団を新しい F/M 比で培養し始めると、基質除去過程において、 S_b/M に達しないか、あるいは S_b/M の状態の時間が長くなり、より小さい S_b/M の値を有する微生物

物集団，あるいはより大きい S_b/M の値を有する微生物集団に変化するものと考えられる。したがって，この S_b/M を微生物集団の特性を表わす指標として用いることができよう。

基質除去速度と微生物内蓄積物量 (S/M) との関係を示したのが図 3-4 である。いずれの場合にも，基質除去速度は，微生物内蓄積物量 (S/M) が大きくなるにつれて小さくなる傾向がみられる。また，高い F/M 比で培養した汚泥，即ち大きい S_b/M の値を有する汚泥ほど大きい基質除去速度を示している。

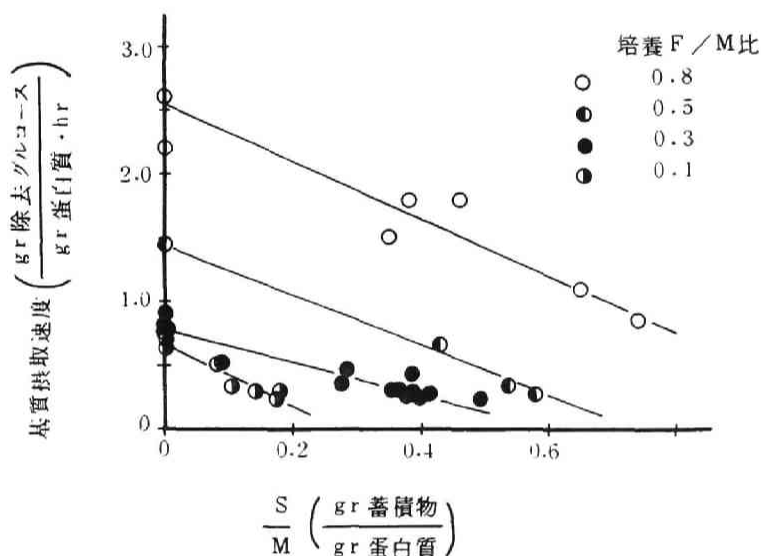


図 3-4 基質摂取速度と蓄積物含有率

(2) 動力学モデルに及ぼす培養 F/M 比の影響

実験結果の考察より，各培養 F/M 比の活性汚泥に関する平衡蓄積容量 S_b/M の値が得られたが，この値を用いて横軸に $S_b/M - S/M$ を，縦軸にグルコース除去速度をとってプロットしたものが図 3-5 である（第二章の図 2-i 6 に相当）。第二章第五節で考察したように，この図の直線の x 軸との交点より $-S_a/M$ の値が，直線の傾きより $a_2 K_2$ の値が，そして y 軸切片より $a_2 K_3 \times S_b/M$ の値が得られ，そして各々より S_T/M ， K_2 ，および K_3 の値が得られる（第二章第五節（1）参照）。ここで， S_a/M (mg/mg) は飽和蓄積容量 S_T/M と平衡蓄積容量 S_b/M との差， a_2 (mg 基質/ mg 蓄積物) は蓄積物 1 mg

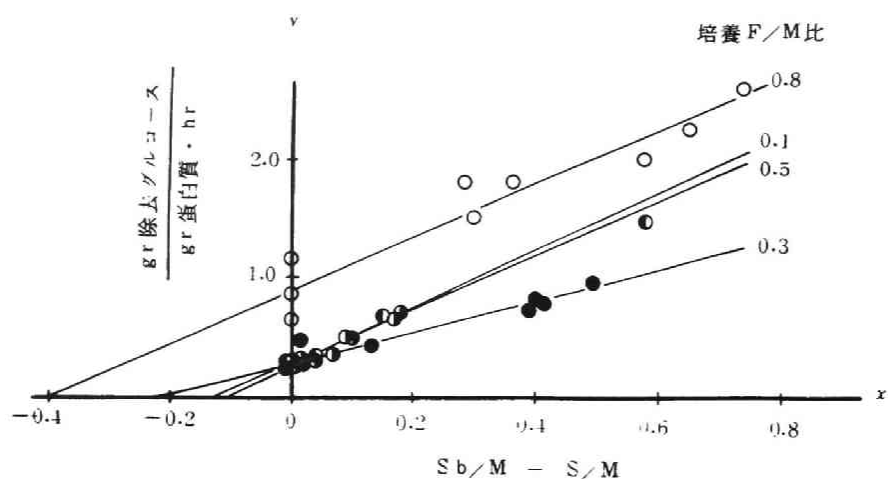


図 3-5 基質摂取速度と $S_b/M - S/M$ との関係

をつくるのに必要な基質量を表わす換算係数（本実験では $=1$ ）， K_2 ($1/hr$) は基質摂取速度定数，そして K_3 ($1/hr$) は新陳代謝速度定数である。

算定された各係数の値を表 3-2 にまとめて示す。 K_2 および K_3 については、実験を行なった培養 F/M 比 ($0.1 \sim 0.8 \text{ gr BOD} / \text{gr MLSS} / \text{day}$) の範囲では有意な差はみられず、それぞれ $1.24 \sim 2.40$ ($1/hr$)， $0.52 \sim 1.4$ ($1/hr$) の範囲の値であった。飽和蓄積容量 S_T/M は平衡蓄積容量 S_b/M と同様に、本実験の培養 F/M 比 ($0.1 \sim 0.8 \text{ gr BOD} / \text{gr MLSS} / \text{day}$) の範囲内では培養 F/M 比が大きくなるにつれて大きな値を示し、 0.29 から 1.1 (mg 蓄積物 / mg 蛋白質) の値まで増加した (図 3-3)。

表 3-2 係数値

培養 F/M 比 項目 ($\text{gr BOD} / \text{gr MLSS}$)	0.1	0.3	0.5	0.8
K_2 ($1/hr$)	2.40	1.24	2.1	2.2
K_3 ($1/hr$)	1.4	0.63	0.52	1.3
S_b/M ($\frac{\text{gr 蓄積物}}{\text{gr 蛋白質}}$)	0.18	0.43	0.58	0.70
S_T/M ($\frac{\text{gr 蓄積物}}{\text{gr 蛋白質}}$)	0.29	0.65	0.71	1.1

算定された S_T/M の値を用いて、 $S_T/M - S/M$ を横軸に、基質摂取速度を縦軸にとり、培養 F/M 比 $0.1 \sim 0.8$ ($\text{gr BOD} / \text{gr MLSS} / \text{day}$) のデータをプロットしたのが図 3-6 である。各データとも座標原点を通る傾き 2 の直線付近にある。したがって、本実験範囲においては基質摂取速度はつぎのような第二章の式 (2-6) の形で示され、基質組成が同じであれば一定の値の基質摂取速度定数を与えることができ、培養 F/M 比の差異による微生物集団構成の影響は飽和蓄積容量 S_T/M で特性づけることができる。すなわち、式 (3-1) において S_T/M の値を変えることによって取り扱うことができよう。

$$- \frac{dX_1}{dt} = a_2 K_2 \left[\frac{X_1}{X_1^*} \right] \left(\frac{S_T}{M} - \frac{S}{M} \right) M \quad (3-1)$$

$$\text{ただし} \quad \left[\frac{X_1}{X_1^*} \right] = \begin{cases} 1 & , X_1 \geq X_1^* \text{ のとき} \\ X_1/X_1^* & , X_1 < X_1^* \text{ のとき} \end{cases}$$

ここで、 X_1 : 細胞内への透過可能な基質の濃度 (mg / ℓ)

X_1^* : X_1 の濃度が速度に関与し始めるときの X_1 の濃度 (mg / ℓ)

t : 時間 (hr)

S : 系の中に存在する全細胞の蓄積物濃度 (mg / ℓ)

M : 微生物濃度 (mg / ℓ)

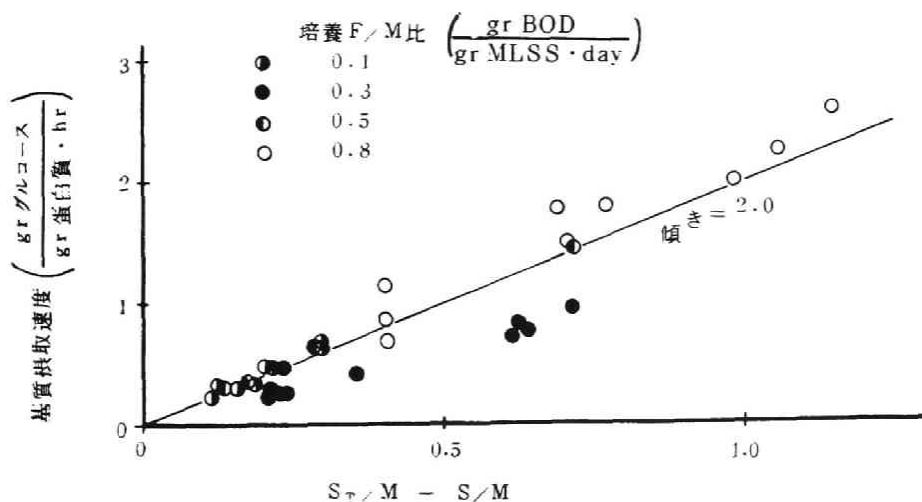


図 3-6 基質摂取速度と蓄積物不飽和量との関係

第三節 窒素欠乏条件に関する考察

活性汚泥法においては、微生物の増殖に伴ってその構成物である窒素、磷、およびカルシウムや鉄等の微量金属が必要である。微量金属については、微生物の代謝に必要な量は天然水中に十分含まれている。しかし、とくに窒素や磷については、流入廃水中で不足することがあり、このため栄養塩として処理系統中に補給する必要がある場合もある。

これら栄養塩の必要量は、生成される汚泥量により計算することができ、窒素の必要量は生成汚泥の揮発性乾燥重量 (VSS) の 10 % 程度であり、磷の必要量は窒素のその $1/5$ であるといわれている。^{26,61,62)} この考え方に基づき、流入水 BOD 量の約半分の揮発性乾燥重量の汚泥が生成されるとして、流入水中の組成として必要な窒素および磷の量として、 $BOD:N:P = 100:5:1$ の比の値が一般に用いられている。^{26,61)} また流入水中の C/N 比として約 2.5 程度以上の窒素が必要であるとも言われている。⁶¹⁾

窒素が不足すると、繊維状の微生物が優勢となり沈降性が悪化し、処理操作が困難となる^{26,62)}ことが知られており、磷不足の場合も同様な現象が生ずることが知られている。

本節では、第二章で得られた動力学モデルの係数値を用いて、蓄積物の代謝のためにどれ位の窒素が必要かを試算し、実験データとの比較を試みる。そして、活性汚泥を窒素制限条件下で培養した場合どのような挙動を示すか提示モデルに従って考察を試みる。

(1) 実験方法

摂取窒素量と代謝蓄積物量との関係を検討するために行なった実験は、第二節での実験の一部と同時に行なったもので、実験方法については第二節(1-1)と同じである。窒素の測定は媒体中のケルダール窒素 (ケルダール法)⁶⁴⁾、 NO_2-N (GR法)⁶³⁾ および NO_3-N (フェノールジスルホン酸法)³⁴⁾ について行なった。

窒素制限下での活性汚泥の挙動に関する実験については、以下のように行なった。K 市都市下水処理場の返送汚泥を種汚泥として、表 3-3 に示す 人工下水の対照基質を用いて、2 ℓ のメスシリンダー中で 1 日 1 回給餌の fill-and-draw 方式で長期間馴致培養を行なった後、一部は窒素制限基質 (表 3-3) に切り換えて培養を続行し、切り換えた日 (0 日)、7 日目、および

23日目に基質の摂取状態等について経時的に観察を行なった。なお、一部は対照実験として、対照基質（表3-3）での培養を続行し、窒素制限の場合と同様に観察を行なった。観察日には、基質の添加直前、直後および任意のばう気時間毎にサンプリングを行ない、溶解性の TOC (TOC アナライザー)、溶解性の窒素（ケルダール法⁶⁴⁾、汚泥中の窒素（ケルダール法⁶⁴⁾ および汚泥中の炭水化物量（硫酸アンスロン法⁹⁰⁾）等について分析を行なった。

表 3-3 基質組成（窒素欠乏実験）
(BOD 1000 mg/ℓ として)

組 成	対 照	窒素制限条件
D-Glucose	1,009 mg/ℓ	1,009 mg/ℓ
グルタミン酸 Na	329 mg/ℓ	329 mg/ℓ
酢酸 アンモニウム	430 mg/ℓ	0 mg/ℓ
A, B, C, D 液	各 1 ml/ℓ	各 1 ml/ℓ
蒸 留 水	1,000 ml	1,000 ml
C/N 比	4.8	20.4

(2) 摂取窒素量と代謝蓄積物量との関係

第二章で展開されたモデル（図2-1）において、新陳代謝の細胞合成経路（経路3-1）で細胞合成に必要な量だけ媒体中より窒素が摂取されと考えると、窒素摂取速度は蓄積物の新陳代謝速度に比例することになる。すなわち

$$-\frac{dN}{dt} = -a_N' \frac{dS}{dt} \quad (3-2)$$

ここで、 N ; 媒体中の窒素濃度 (mg/ℓ)

a_N' ; 新陳代謝に伴なって摂取される窒素の割合 (mg 窒素 / mg 蓄積物)

今、第二章で算定された経路3-1に関する係数 a_3 および d と蛋白質中の窒素の平均含有率 0.16 (mg 窒素 / mg 蛋白質) を用いて比例定数 a_N' の値を求めるとつぎのようになる。

$$a_N' = a_3 \times d \times 0.16 = 0.047 \quad (\text{mg 窒素} / \text{mg 蓄積物})$$

ここで、 a_3 ; 蓄積物質量から細胞量への換算係数 ($\text{mg 蛋白質} / \text{mg 蓄積物}$)

d ; 蓄積物質のうち細胞合成のために使われる割合

摂取窒素量と代謝蓄積物量との関係を検討する実験で、外部基質が無くなった後のデータについての両者の関係を図 3-7 にプロット点として示す。これは式 (3-2) をサンプリング時刻 t_i から t_{i+1} まで積分した時の関係、すなわち、つぎの形でプロットしたものである。

$$N t_i - N t_{i+1} = a_N' (S t_i - S t_{i+1}) \quad (3-3)$$

ここで、添字 t_i および t_{i+1} は、各々時刻 t_i および t_{i+1} における値を示す。この図には比較のために、座標の原点を通る傾き 0.047 の理論直線を示すが、良く一致していると判断でき、窒素は細胞合成のための必要量に応じて摂取されと考えられよう。

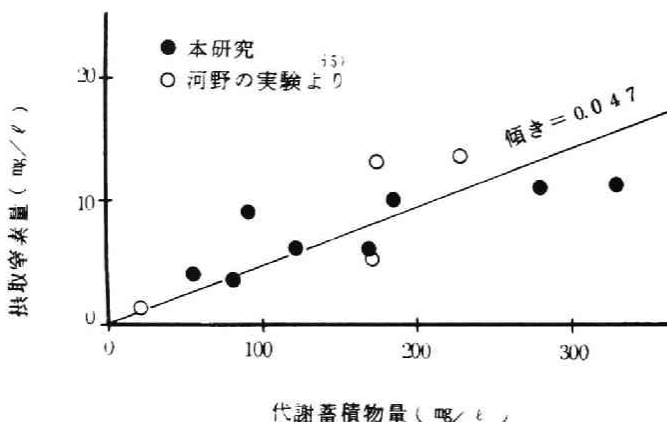


図 3-7 摂取窒素量と代謝蓄積物量との関係

(3) 窒素制限条件下での活性汚泥の挙動

窒素制限条件下においては、窒素欠乏により、細胞構成蛋白質の合成（新陳代謝経路のうち細胞合成経路、図 2-1 の経路 3-1）の進行が妨げられると考えられ、その際の活性汚泥の挙動について実験結果をもとに考察を試みる。

人工下水の対照基質で長期間培養後、人工下水の窒素制限基質での培養に切り換えて、0 日、7 日および 23 日の汚泥による窒素制限基質の浄化特性を、対照実験と対比して図 3-8 に示す。なお、窒素制限の実験に用いる直前の実

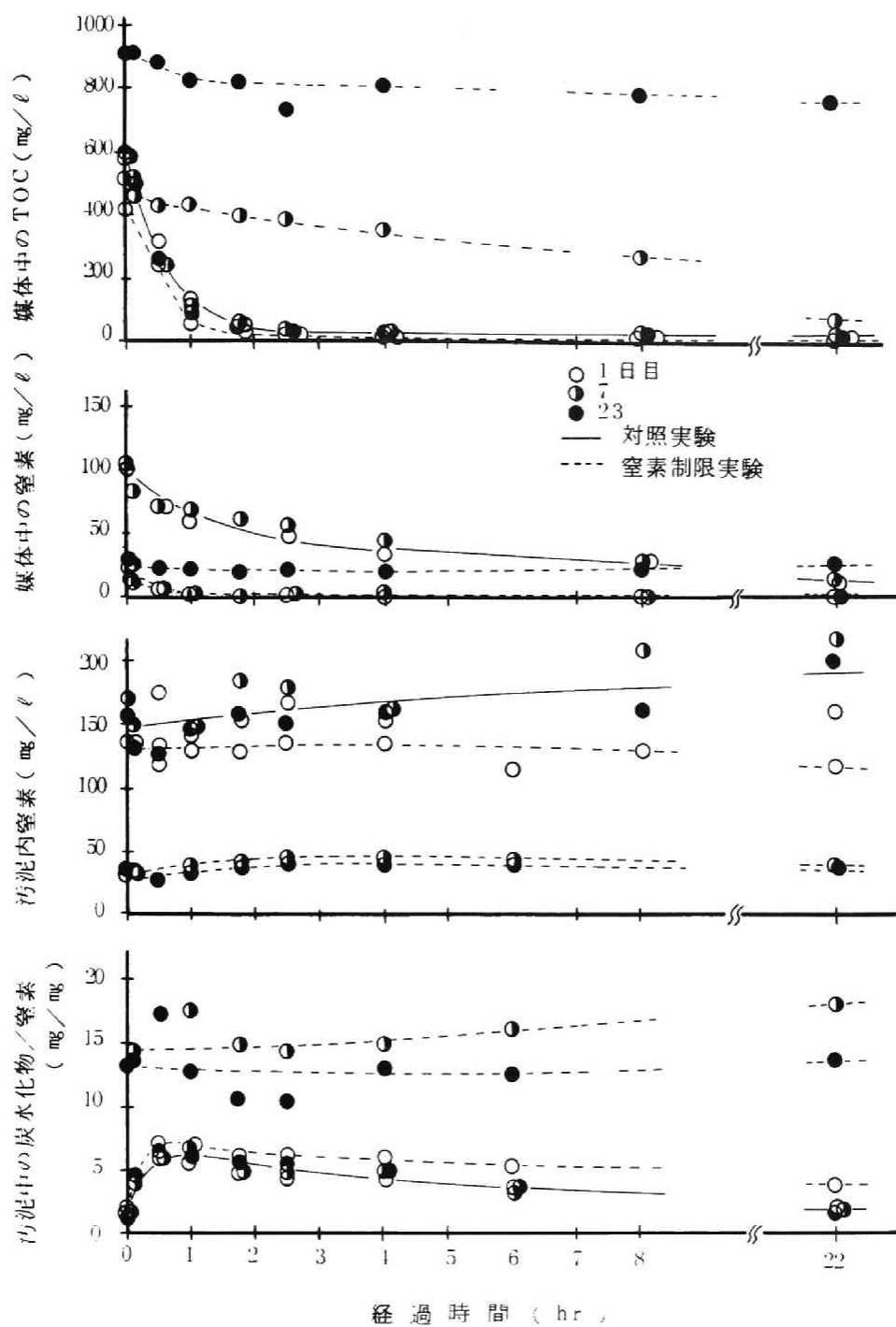


図 3-8 窒素制限条件による汚泥の挙動

驗汚泥の性状を表 3-4 に示すが前節での汚泥と同様な組成であると考えられる。

対照実験においては、媒体中の TOC は 2 時間前後で除去され、これに伴って媒体中の窒素は摂取され、そして微生物量（汚泥中の窒素）も増加している。汚泥中の炭水化物の含有率は既に詳述したように基質添加後 30~60 分まで急激に増加し、媒体中の TOC が無くなると減少している。媒体中の窒素の摂取および微生物の増加は、媒体中の TOC が無くなった後も、速度は遅くなるが、続いて起っている。これは、細胞内に蓄積された蓄積物からの細胞合成が生じているためと考えられる。蓄積物代謝量と摂取窒素量との関係についてはすでに考察した（図 3-7）。

窒素制限基質を与えた実験においては、媒体中の窒素は、ほとんどが短時間で摂取されてしまう。なお、23 日目の実験では、窒素が 20 mg/l 残存のままで一定となるが、この時は粘着性の混合液となり、液部の分離が難しかったのと、媒体中に微生物の摂取不可能な形の窒素が貯った可能性も考えられるが、新しく添加した窒素はすみやかに摂取されている。TOC 除去は、初期に一定量急速に摂取された後、媒体中の摂取可能な窒素が無くなると極端に遅くなる。0 日目の実験では、TOC のほとんどが摂取されている。この日には、表 3-5 に示すごとく、一日当たりの摂取 TOC 量と摂取窒素量との比は、細胞内に蓄積物が代謝されずに残るために、対照実験と比較して幾分低い値を示す程度であり、摂取される基質量に比較してそれほど厳しい窒素制限状態ではなかったと考えられる。なお、表 3-5 に同時に示されている摂取 BOD (換算量) : 摂取窒素の比率は必要栄養量の値に相当する値を示しており、^{20,61)} その後は利用可能な窒素量に応じて TOC が摂取されたようである。汚泥中の窒素、すなわち微生物量は、実験期間中一定か減少する傾向にあり、細胞構成蛋白質の合成が

表 3-4 窒素制限の実験に用いる直前の汚泥の組成

MLSS (mg/l)	窒素 (mg/l)	炭水化物 (mg/l)	窒素/MLSS (mg/mg)	炭水化物/ML SS (mg/mg)	炭水化物/窒素 (mg/mg)	酸素消費速度 mgO ₂ /gr 窒素/hr
1,570	136	222	0.087	0.14	1.63	86.2

制限されたと考えられる。汚泥中の炭水化物の含有率は、0日では初期には幾分増加するが、その後の減少は制限されており、22時間経過後も高い値を示し、7日目、23日目になるにつれて炭水化物含有率が多くなり、初期の増加も少なくなる傾向にある。これは、0日目の汚泥は、蓄積物がほとんど無い状態であり、基質添加により急速に炭水化物を摂取するが、窒素制限下のために新陳代謝経路のうちの細胞合成経路の進行が妨げられて、22時間後にも代謝しきれずに大量の蓄積物が残り、つぎにまた新しい基質が添加されても摂取する蓄積容量の余裕（蓄積不飽和容量）が少ないために、基質の摂取量が少なくなると考えられる。そして、このことが初期の炭水化物含有率の増加量の減少につながり、窒素制限基質による培養日数が経過するにつれてこの傾向が顕著になるものと考えられる。なお、炭水化物含有率が高くなるにつれて汚泥の沈降性は悪化し、23日目の汚泥は全く沈降しなかった。

表 3 - 5 摂取 TOC 量と摂取窒素量との関係

項目 実験の種類	摂取窒素 (gr/day) 摂取 TOC (gr/day)	摂取窒素 (gr/day) * 摂取 BOD (gr/day)
対 照 実 験	8 . 8 %	3 . 5 %
窒素制限下 0 日	5 . 4 %	2 . 1 %
〃 7 日	7 . 6 %	3 . 0 %
〃 23 日	7 . 5 %	3 . 0 %

米基質がグルコースであるのでグルコース BOD の TOC への換算係数 $0.4 gr TOC / gr BOD$ を用いて換算

以上のように、窒素制限条件下では新陳代謝経路の細胞合成経路が制限を受け、細胞内に摂取された蓄積物が代謝されずに残存し増加していく傾向となり、これにつれて活性汚泥の蓄積不飽和容量が減少し、すなわち汚泥の活性の回復が極端に遅れて、基質の摂取速度が極端に遅くなる。ひいては微生物集団の変化が生ずる要因の1つとなるものと考えられる。

第 4 節 結 語

本章では、活性汚泥による基質除去に及ぼす培養 F/M 比の影響および窒素欠乏条件による影響について、動力学モデルに従って実験結果の考察を試みた。その結果以下の知見が得られた。

培養 F/M 比 $0.1 \sim 0.8 \text{ gr BOD/gr MLSS/day}$ の範囲では、基質摂取速度定数 K_2 は $1.24 \sim 2.40 (1/hr)$ ，新陳代謝速度定数 K_3 は $0.52 \sim 1.4 (1/hr)$ の間の値であり，飽和蓄積容量 S_T/M は培養 F/M 比が大きくなるにつれて大きな値を示し， 0.29 から $1.1 (\text{mg 蓄積物/mg 蛋白質})$ の値まで増加した。この S_T/M を微生物集団の特性を示す指標として用いることが可能であり，この場合基質摂取速度は，同じ基質であるときには同じ値の K_2 を用いて， S_T/M を変えることにより統一的に培養 F/M 比が異なる場合についても十分に表示しうることが示された。この知見に基づいて，第四章においては系の応答特性のシミュレーション計算を試みる。

媒体中の窒素は，新陳代謝経路の細胞合成経路の進行に伴って必要量摂取される。そして窒素欠乏下では，この経路の進行が妨げられて，汚泥内蓄積物の代謝が制限され蓄積傾向となり，基質の摂取速度が遅くなり，ひいては微生物集団の変化や汚泥の沈降性の悪化が生ずることが，提示モデルに従って定性的に示された。

以上培養 F/M 比および窒素欠乏条件による基質摂取に関するいくつかの知見を得たが，この概念の活性汚泥法の実処理操作への適用性については，例えば汚泥量や蓄積物量等を DNA, RNA, ATP および脱水素酵素活性等で測定する等の測定，あるいは把握因子をも含めての検討が必要であろう。

第四章 動力学モデルによる活性汚泥法の負荷変動

応答特性のシミュレーションに関する研究

第一節 概 説

活性汚泥法の操作においては、流入水量・水質、温度、溶存酸素等の環境条件により大きな影響を受ける。これらの条件のうちでもとくに下水処理場に流入してくる下水の水量および水質は一定でなく、1日のうちでも時間を追って変化する。その割合は、BOD負荷変動で2.0～3.5倍程度であり、小規模下水処理場におけるほどその割合は大きい。^{66), 67)}これら流入水量、水質の変動により、活性汚泥法の良い運転操作は困難となり、処理水質の悪化や最終沈澱池からの汚泥の流失等の問題が生じる場合もある。

近年の水質汚濁の問題や3次処理プロセスを考える際には、活性汚泥法による2次処理水が対象となることが多く、安定した2次処理水を得るための活性汚泥法の操作・設計法の検討が必要となっている。このためには、流入水負荷変動に対する活性汚泥法の応答特性を実験的に検討するとともに、動力学モデルによる応答特性のシミュレーションが必要である。

本章では、流入水負荷変動に対する活性汚泥法の応答特性について、文献的および実験的考察を試みるとともに、その応答特性をシミュレートしうる数理モデル式を展開しこれによる検討をも試みる。

第二節 文献的考察

下水処理場に流入してくる下水の水量、水質の負荷変動により、活性汚泥法の操作は大きな影響を受ける。BOD負荷が極端に低い、あるいは高い場合には、汚泥の沈降性は悪化し、この現象は高負荷のほうがより顕著であることは経験的・実験的に確かめられており、一般に最適なBOD負荷は0.2～0.5kg BOD/kgMLSS/day程度であるといわれている。^{68), 69)}また、エアレーションタンク内混合液の酸素消費速度はBOD負荷が高い場合に高くなることも知られている。^{68), 70)}宗宮らは、⁷¹⁾fill and draw方式の実験により、水質負荷変動に対する活性汚泥の挙動に関して、次のような結果を得た：すなわち、水質負荷を増加させると汚泥生成割合は高くなりMLSSは急激に増加し、基質に関する1次反応と仮定した場合の単位MLSS当りのBOD除去速度定数は高負荷に

した初期には低い値となった。これらの現象の把握，説明のためには，活性汚泥細胞内の蓄積物等の化学的組成の変動に注目する必要がある。

連続系においても，流入水質負荷変動により，微生物体内の蓄積物量の変動が生じることが，A. F. Gaudy^{22), 23)}らや寺嶋²⁴⁾らによって観察されている。彼らは，一過性の完全混合タンク（ケモスタット系）を用いて実験を行い，高負荷にした直後のエアレーションタンク内基質濃度の増加，MLSSの増加，細胞内炭水化物（蓄積物）の増加および酸素消費速度の増加等が生じるという結果を得た。また，負荷を下げることににより，細胞内の炭水化物含有率は減少し，タンパク質含有率は増加するという結果をも得た。

W. W. Eckenfelder⁷²⁾らは，流入水質負荷変動に対する活性汚泥法の応答を観察する目的で，完全混合連続式活性汚泥装置を用いて，種々の負荷変動に関する研究を行い，次のような結果を得た。すなわち，(1) 0.6～0.7 kg COD/kg MLSS/day以上の負荷を長期間与えると汚泥の沈降特性の悪化が生じ，一方，一時的な高負荷の場合は，1.3 kg COD/kg MLSS/dayの負荷を4時間かけることにより極端な沈殿の悪化が生じた：(2) 1時間のパルスショック（2.2～27.0 kg COD/kg MLSS/day）をかけると，放流水TOC，エアレーションタンク内酸素消費速度ならびに内生呼吸速度が急激に増加し，これらの回復には数時間～十数時間を要し，ショックの程度が大きいほど長時間を要した。

以上のように，汚泥返送システムを有する活性汚泥法においては，水質負荷変動に対する細胞内蓄積物量や基質除去活性度等の応答を考察するとともに，これに伴う汚泥性状の変化による最終沈殿池での汚泥の沈降性の悪化や汚泥返送量の影響等をも考慮しなければならない。

本章では，第二章で提示した基質の摂取・代謝に関する動力学モデルを用いて，流入水負荷変動に対する活性汚泥法の応答特性について基質摂取活性や汚泥の沈降性等の汚泥性状をも含めてシミュレートしうる数理モデル式の展開を試みる。

第三節 数理モデル式

活性汚泥法のエアレーションタンク内の流動は完全混合型あるいは押出し流れ型の両極端で議論されることが多いが，通常はこれらの中間の流動パターンである。標準活性汚泥法においては，流動は押出し流れにより近いが，上述の両

流れの中間であり拡散モデルや完全混合槽列モデルにより表示される。^{31, 73)}

本章では、完全混合型のエアレーションタンクを有する活性汚泥法と標準活性汚泥法について取り扱うが、後者を対象とする場合にはそのエアレーションタンク内の流動は完全混合槽列モデルにより表示する。

第二章で提示した基質の摂取・代謝に関する動力学モデル（表4-1）を用いて、図4-1に示すような完全混合槽列モデルの各々の槽における基質、蓄積物および微生物に関する物質収支を取ると次のような式が成立する。ただし最終沈澱池における汚泥の滞留時間は短いとして考慮に入れないこととする。

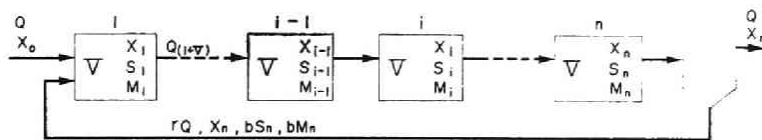


図4-1 完全混合槽列モデル

表4-1 基質の摂取・代謝に関する動力学モデル

過程等	モデル式	備考
基質の細胞内への摂取過程	$-\frac{dX}{dt} = a_2 K_2 \left(\frac{X}{X^*} \right) \left(\frac{S_T}{M} - \frac{S}{M} \right) M$ (4-1)	X : 基質濃度 (mg/ℓ) X^* : X の濃度が速度に関与してくるときの X の濃度 (mg/ℓ): すなわち, $X \geq X^*$ のとき $(X/X^*)=1$, $X < X^*$ のとき $(X/X^*)=X/X^*$ a_2 : 換算係数 (mg 基質/mg 蓄積物) K_2 : 基質摂取速度定数 (1/hr) S : 系の中に存在する全細胞中の蓄積物濃度 (mg/ℓ) M : 微生物濃度 (mg/ℓ) S_T : 系内に存在する全細胞中の飽和蓄積物濃度 (mg/ℓ) K_3 : 新陳代謝速度定数 (1/hr) α : 蓄積物のうち細胞合成のために使われる割合 a_3 : 換算係数 (mg 微生物/mg 蓄積物) K_4 : 自己分解速度定数 (1/hr) P_T : 中間あるいは最終生成物濃度 (mg/ℓ) a_5 : 換算係数 (mg 生成物/mg 微生物) O_2 : 酸素濃度 (mg/ℓ) a'_3 : 換算係数 (mg 酸素/gr 蓄積物) a'_4 : 換算係数 (mg 酸素/gr 微生物) λ : 基質除去活性度
蓄積物の変動	$\frac{dS}{dt} = K_2 \left(\frac{X}{X^*} \right) \left(\frac{S_T}{M} - \frac{S}{M} \right) M - K_3 S$ (4-2)	
微生物量の変動	$\frac{dM}{dt} = \alpha a_3 K_3 S - K_4 M$ (4-3)	
中間あるいは最終生成物の生成	$\frac{dP_T}{dt} = a_5 K_4 M$ (4-4)	
内生呼吸速度 (細胞外基質の無い場合)	$\frac{dO_2}{dt} = a'_3 K_3 S + a'_4 K_4 M$ (4-5)	
活性度	$\lambda = 1 - S/S_T = 1 - (S/M)/(S_T/M)$ (4-6)	

第 1 槽

$$\frac{dX_1}{dt} = \frac{1}{T} \left(\frac{X_o + rX_n}{1+r} - X_1 \right) - a_2 K_2 \left[\frac{X_1}{X^*} \right] (CM_1 - S_1) + a_5 K_4 M_1 \quad (4-7)$$

$$\frac{dS_1}{dt} = \frac{1}{T} \left(\frac{r}{1+r} bS_n - S_1 \right) + K_2 \left[\frac{X_1}{X^*} \right] (CM_1 - S_1) - K_3 S_1 \quad (4-8)$$

$$\frac{dM_1}{dt} = \frac{1}{T} \left(\frac{r}{1+r} bM_n - M_1 \right) + \alpha a_3 K_3 S_1 - K_4 M_1 \quad (4-9)$$

第 i 槽

$$\frac{dX_i}{dt} = \frac{1}{T} (X_{i-1} - X_i) - a_2 K_2 \left[\frac{X_i}{X^*} \right] (CM_i - S_i) + a_5 K_4 M_i \quad (4-10)$$

$$\frac{dS_i}{dt} = \frac{1}{T} (S_{i-1} - S_i) + K_2 \left[\frac{X_i}{X^*} \right] (CM_i - S_i) - K_3 S_i \quad (4-11)$$

$$\frac{dM_i}{dt} = \frac{1}{T} (M_{i-1} - M_i) + \alpha a_3 K_3 S_i - K_4 M_i \quad (4-12)$$

また各々の槽（例えば j 槽）において、次のような関係が成立する。

$$MLVS_j = S_j + M_j \quad (4-13)$$

$$M_j = \delta M_{pj} \quad (4-14)$$

$$\lambda_j = 1 - (S_j/M_j)/C \quad (4-15)$$

ここで、添字 1, i , j , n は各々第 1, i , j , n 槽での値を意味する。

C : 飽和蓄積物含有率 ($= S_T/M$), (mg 蓄積物/mg 微生物)

M_{pj} : 第 j タンク内の細胞構成タンパク質濃度 (mg/ ℓ)

δ : 微生物量と細胞構成タンパク質量との比 (mg 微生物/mg タンパク質)

T : 各槽での滞留時間 ($= \frac{V}{nQ(1+r)}$), (hr)

Q : エアレーションタンク流入水量 (m³/hr)

V : エアレーションタンク容量 (m³)

X_o : エアレーションタンク流入水の基質濃度 (mg/ ℓ)

r : 汚泥返送率 ($= Q_R/Q$)

b : 最終沈澱池における汚泥濃縮係数

t : 時間 (hr)

n : そう列モデルにおける槽数

Q_R : 返送汚泥流量 (m^3/hr)

これらの式を連立で解くことにより、エアレーションタンク内の状態を把握できるが、最終沈澱池における汚泥濃縮係数 b をいかに与えるかが問題となる。この濃縮係数 b は汚泥沈降特性に左右される値であり、汚泥の沈降特性は細胞内の蓄積物の含有割合に関係していると考えられるので、

$$b = f_n(S/M) \dots\dots\dots (4-16)$$

を考えてみる。以下最終沈澱池での汚泥の挙動について近似的な解析を試みる。

最終沈澱池内での汚泥の滞留時間は比較的短かく、汚泥内蓄積物の代謝量および微生物の分解量は比較的小さいので、

$$\frac{dW}{dt} = (1+r)QM - (1+w)QdM - (r+w)QbM \quad (4-17)$$

$$b = M_n/M = f_n(\bar{t}, S/M) \quad (4-18)$$

$$\bar{t} \cong \frac{W}{(r+w)QbM} \quad (4-19)$$

$$d = f_{nn}(\bar{t}, S/M) \quad (4-20)$$

ここで、 W : 最終沈澱池内の微生物総量 (gr)

d : 最終沈澱池からの汚泥の流出率

w : 汚泥引拔率

汚泥の沈降はその沈降特性曲線より、1時間前後でほとんど終了し、その後は極端に沈降速度は遅くなることが知られているので、式(4-18)より、

$$b = f_n(S/M), (\bar{t} \geq 1 \text{ hr}) \dots\dots\dots (4-21)$$

また、汚泥の沈降性のよいときには、返送汚泥濃度が濃くなり、最終沈澱池よりの汚泥返送量が多くなるが、その場合汚泥の最終沈澱池内での滞留時間が短くなり、すなわち汚泥の沈降時間が十分でなくなり、結局は返送汚泥濃度は薄くなり返送汚泥量はエアレーションタンクからの供給とつり合う状態となる。この場合は、式(4-17)において汚泥量の変動はあまりなくなり、また右辺第2項は非常に小さくなり、次式が成立する。

$$b = \frac{1+r}{r+w} \quad (4-22)$$

したがって、本研究では、式(4-21)と式(4-22)における b の値の小さい値でもって、濃縮係数 b は支配されるとして取り扱うこととする。そして b の値が式(4-22)によって表されるときは、エアレーションタンクからの汚泥の供給量に支配されるときであり、汚泥の沈降性は良くプラント操作は比較的良好であると考えられ、また b の値が式(4-21)によって表されるときは、汚泥の沈降性に支配されるときであり、汚泥の沈降性が悪化し放流水中への汚泥の流失問題が生じる傾向にあり、極端な場合は汚泥がプラント系外へ流失してしまうという現象を引き起こすと考えられる。

第四節 完全混合型エアレーションタンクを有する活性汚泥法における水質負荷変動に対する応答特性

本節では、完全混合型エアレーションタンクを有する活性汚泥法における水質負荷変動に対する応答特性を実験により検討するとともに、その応答特性の提示モデル式によるシミュレーションおよび浄化特性の検討を試みる。

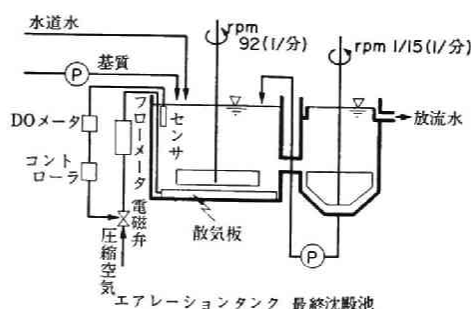


図 4-2 実験装置概略図

(1) 実験による検討

(1-1) 実験方法

実験装置を図4-2に示す。本装置はエアレーションタンクと最終沈殿池を有した連続処理方式のもので、エアレーションタンクの混合は機械攪拌により行われ、エアレーション用の空気はコンプレッサによりタンクの底部から供給されるように設計されている。エアレーションタンク内の溶存酸素濃度の制御

は溶存酸素濃度レベルにより吹込み空気量を on-off 制御し、また基質の供給、汚泥返送は定量ポンプを使用した。

まず、基質除去の実験を始める前に、エアレーションタンク内の流動状態を調べるために、一定量の水道水の供給のもとで（最終沈殿池からの返送はしないで）ウラニンを投入し、ターナ蛍光光度計によりその濃度残余曲線を求めた。

次に、所定の実験条件を設定し、少なくとも1カ月以上運転操作を行い、その後に定常状態時における運転操作のデータを取った。そして定常状態をチェックした後、流入水質の負荷を変動させ、系の応答状態を観察した。

実験に用いた基質は表4-2に示す組成のスキムミルクを用い、また汚泥はK市のT処理場の返送汚泥を種汚泥として実験基質を与えて回分式で増殖、培養したものを用いた。

測定項目および測定方法は表4-3に示してある。

表4-2 基質として用いた脱脂粉乳の組成（500gr中）

項 目	含 有 量 (gr)
重 ク ロ ム 酸 ⁵⁷⁾ C O D	5 0 7
B O D ⁵⁷⁾	3 5 4
S S ⁵⁷⁾ (溶 解 し た 場 合)	0
ケ ル ダ ー ル 窒 素 ⁵⁷⁾	2 6
N H ₃ - N ⁵⁷⁾	0
ア ル ブ ミ ノ イ ド 窒 素 ⁵⁷⁾	1 7
タンパク質 ⁶⁰⁾ (卵製アルブミン基準)	3 2 0
炭 水 化 物 ⁵⁸⁾ (グルコース基準)	2 4 8
単 糖 類 ⁷⁴⁾	1 4

表 4-3 測定項目および測定方法

測定項目	測定方法	備考
MLSS	蒸発皿法 ⁵⁷⁾	遠心分離により汚泥を分離 (3,000rpm, 3分, 水洗3回)
返送汚泥濃度		
内生呼吸速度	DOメータと記録計とを直結して測定	遠心分離により汚泥を分離 (3,000rpm, 3分, 水洗3回)
エアレーションタンク内酸素消費速度		エアレーションタンク内混合液を対象にして
基質除去活性酸素消費速度		遠心分離汚泥に基質 (BOD 1,000mg/ℓ) を加えて測定した値より内生呼吸速度を差し引く
基質除去速度 (K)	回分式で BOD の減少を測定	混合液をシリンダにとり, 基質 (BOD200mg/ℓ) を与えて測定し, 1次反応として算出
BOD	ウインクラーナトリウムアザイド変法 ⁵⁷⁾	
30 分 間 沈 降	1ℓのメスシリンダ ⁵⁷⁾	
沈澱池での汚泥界面		最終沈澱池の水面の高さに対する汚泥界面の高さの割合で表示する

(1-2) 実験結果および考察

エアレーションタンク内の流動を調べるために行ったトレーサ実験の結果を図 4-3 に示す。この図のウラニン濃度残余曲線より, 流動は完全混合に近いものであり, またこのときの流入水量は 30ℓ/hr に設定されていたので, エアレーションタンクの有効容積 V として 66ℓ が得られる。

定常操作における操作条件を表 4-4 に示す。またこのときの各測定項目の測定値を図 4-4 に示すが, 系は安定した状態で運転されていたと判断でき, これらの代表値を表 4-5 に一括して示す。

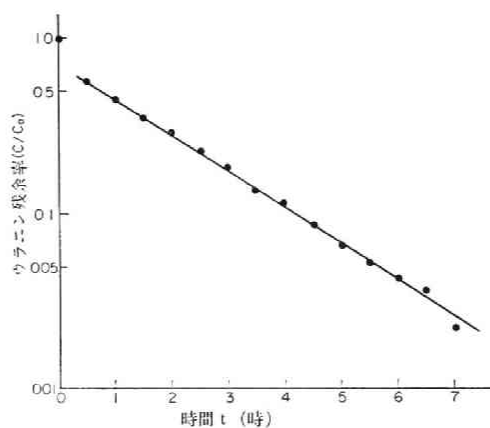


図 4-3 ウラニン残余濃度曲線

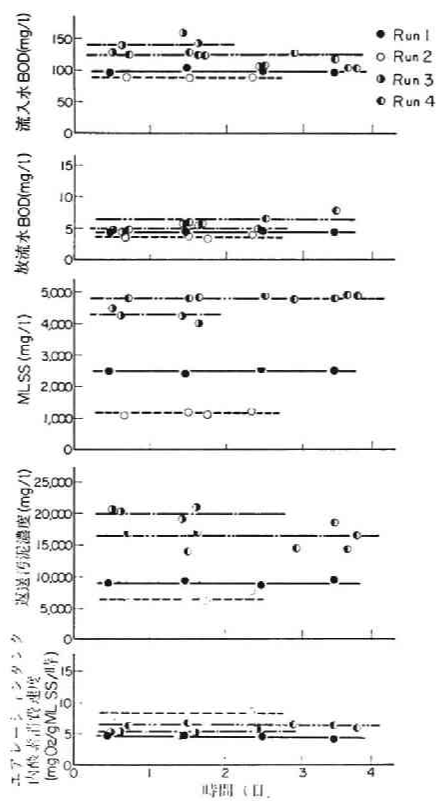


図 4-4 定常操作

表 4-4 定常操作における操作条件

操作番号	流入水量 Q (ml/min)	返送率 r	流入水 BOD X_0 (mg/l)	滞留時 間 T (hr)	MLSS (mg/l)	BOD負荷 率 (kg BOD/kg MLSS/day)	D O (mg/l)
Run 1	360	0.38	100	2.2	2,500	0.30	3.8
Run 2	410	0.22	90	2.2	1,200	0.63	1.8
Run 3	290	0.27	140	3.0	4,300	0.19	3.0
Run 4	400	0.40	125	2.0	4,800	0.23	4.0

表 4-5 定常操作時における測定値および計算値

操 作 番 号	返送汚 泥濃度 (mg/l)	放流水 BOD X (mg/l)	酸素消費速度 ($mg O_2/g MLSS/hr$)			基質除去 速度 K ($1/hr/mg/l$)	蓄積物 量 S/M (mg/mg)	最大蓄積 物容量 S_T/M (mg/mg)
			エアレーショ ンタンク内	内生呼吸	基質除去 活性			
Run 1	9,000	4.5	4.8	—	—	—	0.025	0.45
Run 2	6,600	3.7	8.1	—	—	—	0.025	0.55
Run 3	20,000	5.0	5.2	5.5	29.9	6.1×10^{-4}	0.021	0.34
Run 4	16,600	6.5	7.3	8.9	—	—	0.029	0.38

放流水 BOD はいずれの操作においても $5 mg/l$ 前後でありよく処理がなされていると判断され、またエアレーションタンク内の酸素消費速度は概して BOD 負荷が高いほど高い値をとる傾向がみられた。

流入水質の負荷を定常状態操作の 3 倍 ($0.9 kg BOD/kg MLSS/day$) にあげ 1 日間系に与えた操作 (Run1) の系の応答状態を図 4-5 (I~III) にプロット点として示してある。この操作においては、系はあまり顕著な応答は示していないが、高負荷の初期における MLSS (図 4-5(II)) およびエアレーションタンク内酸素消費速度 (図 4-5(III)) の上昇がうかがえる。放流水 BOD

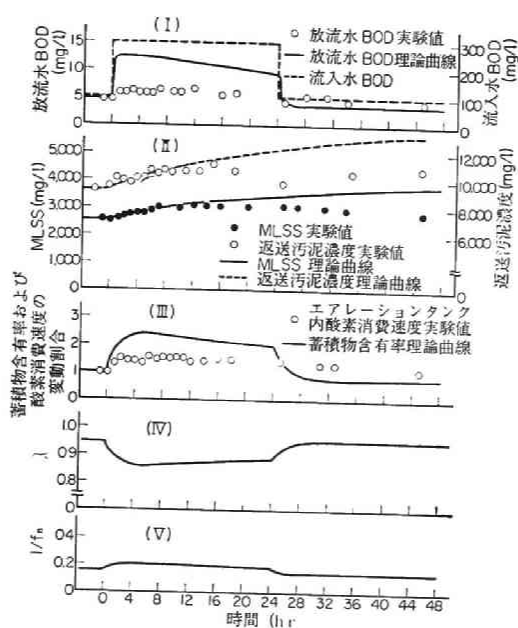


図 4-5 水質負荷変動に対する系の応答 (Run 1)

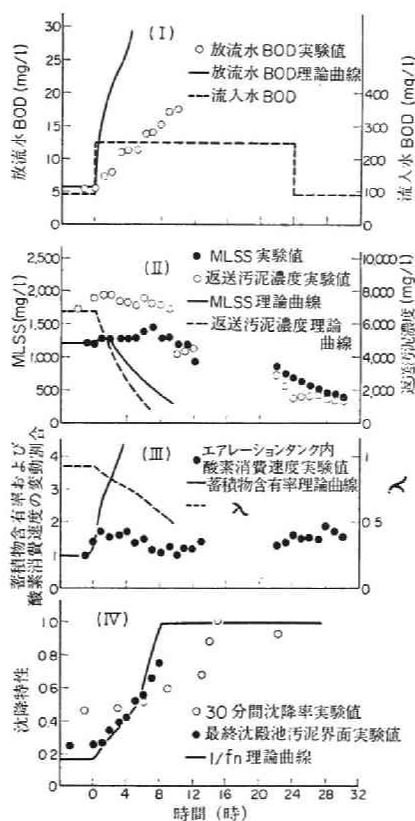


図 4-6 水質負荷変動に対する系の応答 (Run 2)

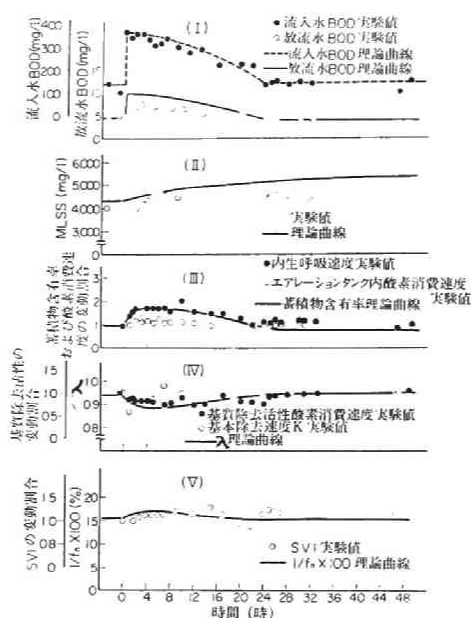


図 4-7 水質負荷変動に対する系の応答 (Run 3)

(図 4-5(I)) は高負荷時にわずかに上昇する程度であった。

定常操作 Run 2 に対し、流入水質の 2.5 倍の負荷 ($1.6 \text{ kg BOD/kg MLSS/day}$) を 1 日間与えた場合の系の応答を図 4-6 にプロット点として示してある。この系においては、図 4-6(IV)にみられるごとく与えた高負荷に耐えられず汚泥の沈降性は急に悪化し、汚泥が系外に流失してしまうという状態 (図 4-6(II))が生じている。

定常操作 Run 3 において、流入水質を 2.6 倍の負荷 ($0.49 \text{ kg BOD/kg MLSS/day}$) と与え、その後 1 日間で徐々にもとの負荷に戻した ($X_0 = 220 \sin(\pi t/48 + \pi/2) + 140$) 場合の系の応答を図 4-7 にプロット点で示してある。この系においてはすぐに応答し、放流水 BOD (図 4-7(I))、エアレーションタンク内酸素消費速度および内生呼吸速度 (図 4-7(III))は負荷に応じて初期に高くなりその後低下するという傾向にあり、また MLSS (図 4-7(II))は負荷を上げた直後に急激に上昇した。基質除去速度(K)および基質除去活性酸素消費速度 (図 4-7(IV))は負荷を上げた直後に低下し、その後回復する傾向をみせ、また SVI (図 4-7(V))は負荷を上げた直後にわずかに上昇するが上

昇する傾向にあった。

これらの実験結果においては、負荷変動の状態および汚泥の最終沈澱池内滞留時間や汚泥返送率等が異なるため、それぞれの負荷に対する系の応答については各々異なっているが、負荷を上昇させることにより、エアレーションタンク内酸素消費速度や内生呼吸速度、MLSSの急激な上昇および放流水BODの上昇は共通して観察され、また1.6 kgBOD/kg MLSS/dayの高負荷を10時間前後かけると汚泥の沈降性の極端な悪化による系の破壊が生じる可能性のあることがうかがえるであろう。

(2) 数理モデル式による検討

(2-1) 水質負荷変動に対する系の挙動のシミュレーション

完全混合型エアレーションタンクでは第1槽のみに関する物質収支式を扱えばよく、すなわち式(4-7)～(4-9)および式(4-13)～(4-15)の添字を除いた式で扱えばよい。

定常状態下においては、完全混合型エアレーションタンクにおける物質収支式(4-7)～(4-9)より次のような式が得られる。

$$X_{eq} = \frac{-\frac{X_0}{1+r} - a_5 K_4 T M_{eq}}{\frac{r}{1+r} - 1 - a_2 \frac{K_2 T}{X^*} (S_T - S_{eq})} \quad \dots\dots\dots (4-23)$$

$$S_{eq} = \frac{-T K_2 X_{eq} S_T}{\frac{r}{1+r} b - 1 - K_3 T - T \frac{K_2 X_{eq}}{X^*}} \quad \dots\dots\dots (4-24)$$

$$M_{eq} = \frac{-\alpha a_3 K_3 S_{eq} T}{\frac{r}{1+r} b - 1 - T K_4} \quad \dots\dots\dots (4-25)$$

ここで、サフィックス_{eq}は定常状態下での値を示す。なお、これらの解を得るにあたっては、完全混合型エアレーションタンクであるので、エアレーションタンク中の基質濃度は比較的低いとして、 $X < X^*$ であるとして取り扱った。

これらの式に表示されている各係数の値は、本研究で用いたスキムミルクの場合については実験的に定めることは困難であったが、1次反応として回分式

で求めた基質除去係数 K はグルコースのそれと近い値であるので³⁾、ここでは仮にグルコースを基質として第二章で得られた値(表4-6)を用いることとする。また、基質濃度をBOD濃度で測定するとすると、基質摂取速度が基質濃度に関与し始めるときの基質濃度 X^* は、通常の都市下水ではBOD150mg/ℓ前後であろうといわれており^{2) 3)}、また本研究における基質除去速度 K を求めるための回分式での実験より、スキムミルクの場合もこれに近いことが予想され仮に $X^* = 150\text{mg}/\ell$ を与えることとする。濃縮係数 b は(返送汚泥濃度)/(MLSS濃度)として与えられる。完全混合型エアレーションタンクでは、

表4-6 係 数 値

係 数	値
a_2 (mg基質/mg蓄積物)	1
K_2 (1/hr)	1.24
K_3 (1/hr)	0.63
K_4 (1/hr)	0.002
α	0.57
a_3 (mg微生物/mg蓄積物)	0.75

エアレーションタンク内の基質濃度は比較的低く、微生物中の蓄積物含有率は非常に少ないと考えられるので、定常状態時におけるMLSS濃度を近似的に微生物濃度 M_{eq} として取り扱い、負荷が上昇された後はMLSSと M との関係は式(4-13)に従うものとする。

以上の仮定のもとに、各係数値および定常操作時における値を式(4-23)～(4-25)に代入すると、定常状態時のエアレーションタンク内の蓄積物量 S_{eq} および飽和蓄積物量 S_T ならびに中間生成物のBODへの換算係数 a_5 が得られる。各々の定常操作における単位微生物当りの蓄積物量 S/M および単位微生物当りの飽和蓄積物量 S_T/M として表4-5に示す値が得られ、また a_5 として各操作とも2.0 gr BOD/gr 微生物 前後のほぼ一定の値が得られた。

これらの計算で得られた S_T/M と第三章でのグルコースを主成分とする基質を用いた回分式(1日1回給餌)の実験による S_T/M との比較を図4-8に示

す。培養 F/M 比あるいは培養BOD負荷率に対して両者ともほぼ同じ値となっており、スキムミルクの場合でも、モデル式の各係数の値は表4-6に示される程度の値であろうと推察される。

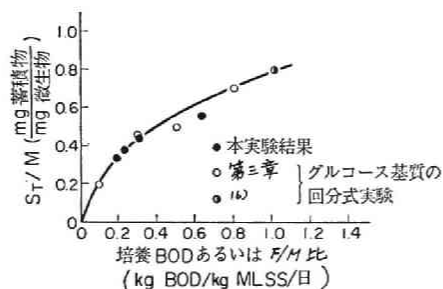


図4-8 培養基質負荷率と飽和蓄積物含有率との関係

グルコースを主成分とする人工下水の場合には、細胞内蓄積物量として細胞内炭水化物量を把握したが、スキムミルクあるいは通常の都市下水の場合は含有される炭水化物量が比較的少なく、細胞内蓄積物量を細胞内炭水化物量で把握できない。第二章で考察したように、細胞外基質が非常に少ない場合には、酸素消費速度は細胞内蓄積物量と関係があり、細胞外基質を分離して測定される内生呼吸速度で細胞内蓄積物量を示すことができると考えられる。

本研究では、最終沈澱池における汚泥濃縮係数 b は、式(4-21)と式(4-22)とにおける小さい値に支配されると仮定した。濃縮係数 b が式(4-21)で支配される場合には、この係数の逆数($1/b$)は汚泥沈降率に支

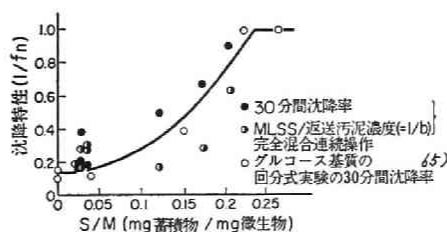


図4-9 沈降特性と蓄積物含有率

配されることとなる。最終沈澱池での汚泥の実際の濃縮係数は実測がむずかしく、また汚泥性状の把握が困難であるので、ここでは、エアレーションタンク内の汚泥の30分間沈降率およびMLSSと返送汚泥濃度との比（近似的な $1/b$ であり、この場合はエアレーションタンク内汚泥の性状により汚泥性状を代表さす）により考察する。図4-9にはこれらと汚泥内蓄積物含有率(S/M)との関係を示す。なお、この図には、グルコース基質による回分式実験の結果⁶⁵⁾をも合わせてプロットしてある。この図からも、 S/M の低い場合には、 b は式(4-22)に支配され、 S/M が高くなると、式(4-21)に支配されるであろうことが予想される。なお、高い S/M においては、返送汚泥濃度とMLSSとにより計算される $1/b$ が低い値を示しているが、これは沈澱池における汚泥の滞留による時間遅れや汚泥性状の回復によるものであらうと考えられる。この図より式(4-21)に示される関数を次のように近似する。

$$b = f_n\left(\frac{S}{M}\right) = \frac{1}{15(S/M)^2 + 0.15} \quad (4-26)$$

ただし、 $f_n(S/M) \geq 1$

$1/f_n(S/M)$ は汚泥の沈降特性の一つの指標として考えることができる。

エアレーションタンク内の微生物量が増加傾向にあるための b の範囲は、式(4-9)において、 $dM/dt \geq 0$ の条件より、

$$b \geq \frac{1+r}{r} \left(1 + K_4 T - \alpha a_3 T K_3 \frac{S}{M} \right) \quad (4-27)$$

また、式(4-22)より

$$b \leq \frac{1+r}{r} \quad (4-28)$$

である（等号は $w=0$ のとき成立）。これらの範囲と関数 $f_n(S/M)$ との関係を図4-10に示す。この図より次のようなことがわかる：(1)極端に低負荷率で非常に低い S/M の状態で運転すると、エアレーションタンク内の微生物濃度は常に減少傾向となる：(2)この図における斜線の部分は濃縮係数 b が汚泥の沈降性に支配されても、なおエアレーションタンク内微生物濃度が増加傾向を保つ範囲であり、滞留時間を長くすればこの斜線の部分が広くなり、融通性が大きくなると考えられる：(3)返送率を大きくとるほど、高い S/M での運転でも、エアレーションタンク内微生物濃度は増加傾向を保つことができ、ま

た融通性が大きくなる。なお、斜線の部分に相当する割合を系から引き抜くと、エアレーションタンク中の微生物濃度は一定に保たれることとなる。

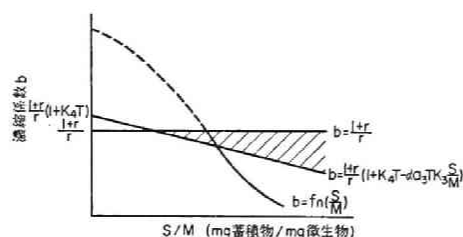


図 4-10 濃縮係数 b の範囲と沈降特性との関係

以上述べた係数値を用い、定常操作時の代表値を初期値として、式(4-7)～(4-9)，(4-13)～(4-15)および b に関する式(式4-26と式4-22のうち小さい値をとるほうの式を選択)を用いRun1～3の水質負荷変動の系の応答状態を電子計算機によりシミュレーションを行い、図4-5～4-7に曲線で示してある。またこれらのシミュレート項目に相当する測定項目の実験データを各々の図にプロットしてあるが、エアレーションタンク内酸素消費速度はエアレーションタンク内基質濃度が低いので細胞内蓄積物量を反映している割合もあると考え内生呼吸速度と同じ図にプロットを行った。なお、これらのシミュレートの計算においては $w=0$ とし、 S_T/M は定常状態での値を各々のRunにおいてそれぞれ一定として用いた。

モデル式では、汚泥の最終沈澱池での滞留による時間遅れや最終沈澱池での汚泥性状の回復を考慮に入れていないために、シミュレート曲線は実験データより敏感な応答を示しているが、文献的考察や実験的考察により示された流入水質負荷変動に対する系の応答の特徴、すなわち、負荷を上げることによる放流水質の悪化、負荷上昇直後のMLSSの急激な増加、細胞内蓄積物量あるいは内生呼吸速度の上昇、基質除去速度の低下および沈降性の悪化傾向等を比較的良好にシミュレートしていると思われる。特に本研究で提示したモデル式は、Run2に示されるような非常な高負荷による汚泥の沈降性の悪化、汚泥の系外への流失、MLSSの低下およびこれに伴う放流水BODの上昇の状態をも現

象的にはシミュレートしていると考えられる。

(2-2) モデル式による水質負荷変動に関する検討

Run1 の操作条件 (表 4-4) で操作されている系に、階段関数的に m 倍の流入水質負荷をかけた場合の系の応答を図 4-11 に示す。この場合、汚泥の沈降性の悪化による系の操作の困難な状態は負荷が 5~6 倍 ($1.5 \sim 1.8 \text{ kg BOD/kg MLSS/day}$) になったときに生じている。またこの図には、汚泥返送率 $r = 0.20$ ($T = 2.6 \text{ hr}$) とする以外は Run 1 と同じ操作条件で操作されている系に同様の流入水質負荷をかけた場合の系の応答をも示してあるが、この場合は負荷が 2 倍 ($0.6 \text{ kg BOD/kg MLSS/day}$) ですでに系の操作の困難な状態となる傾向がみられる。これは本節の (2-1) で考察したように、返送率が小さくなると濃縮率 b はより小さい S/M のときに汚泥の沈降特性に支配されるということと一致している。つまり、返送率を大きくとると水質負荷変動に対して系は比較的安定となることが計算的に示されている。同じ操作条件の場合では高負荷をかけた場合程汚泥の沈降性の悪化により操作困難な状態となる速度が速くなり、 $r = 0.20$ の場合では負荷が 3 倍のときには 16 時間、4 倍のときには 12 時間で汚泥は全く沈降しなくなることが示されている。

エアレーションタンク内滞留時間(T)の影響をみるために、 T のみが異なる 2 つの系 ($T = 2.2 \text{ hr}$, $T = 4.6 \text{ hr}$) についての比較を図 4-12 に示す。これらは、BOD 負荷 $0.3 \text{ kg BOD/kg MLSS/day}$, $r = 0.38$ で運転されている系に段階的な 6 倍の負荷を与えた場合であるが、 T を長くするとそれだけ系の応答が鈍くなることが示されている。

以上の 2 例のシミュレーション結果より、流入水質負荷変動に悩まされている処理場においては、汚泥返送率およびエアレーションタンク内滞留時間を増すことにより幾分は対処しうる可能性のあることが示されている。

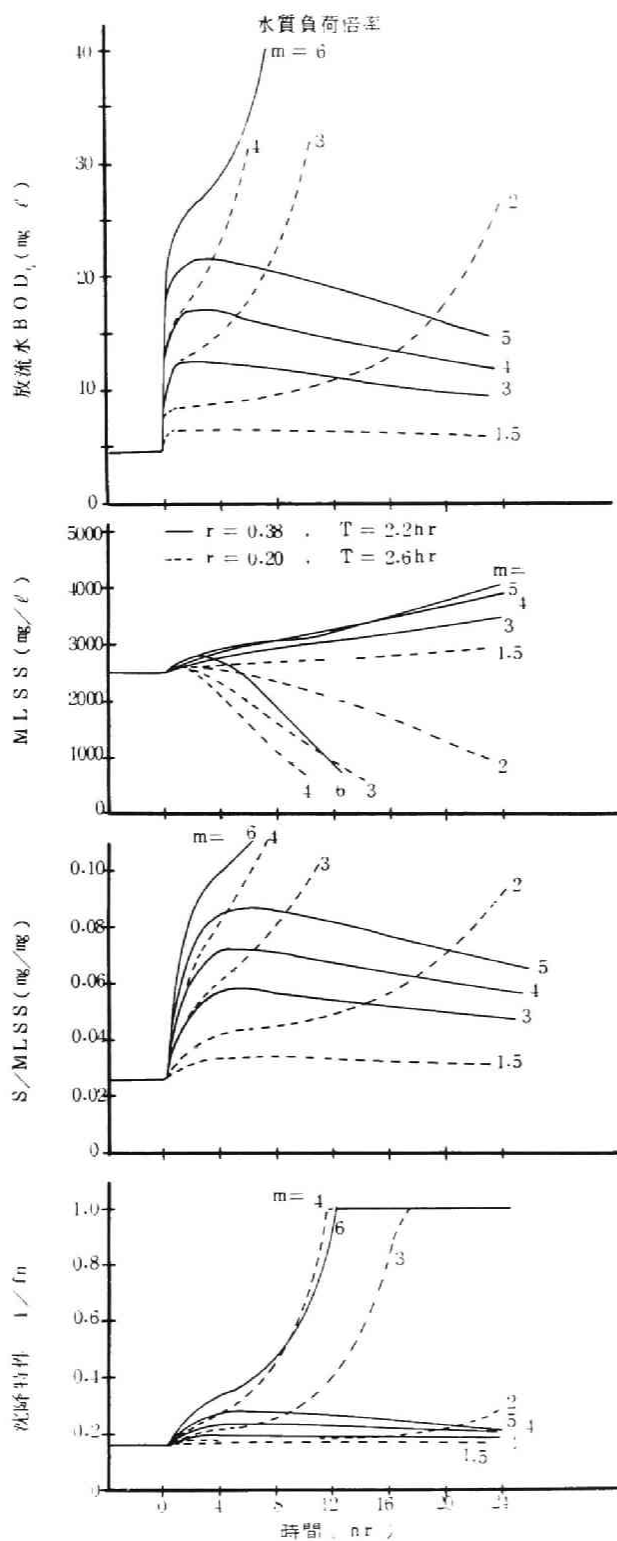


図 4-1-1 水質負荷変動に対する系の応答
 (初期 BOD 負荷率 $0.3 \text{ kg BOD/kg MLSS/day}$)

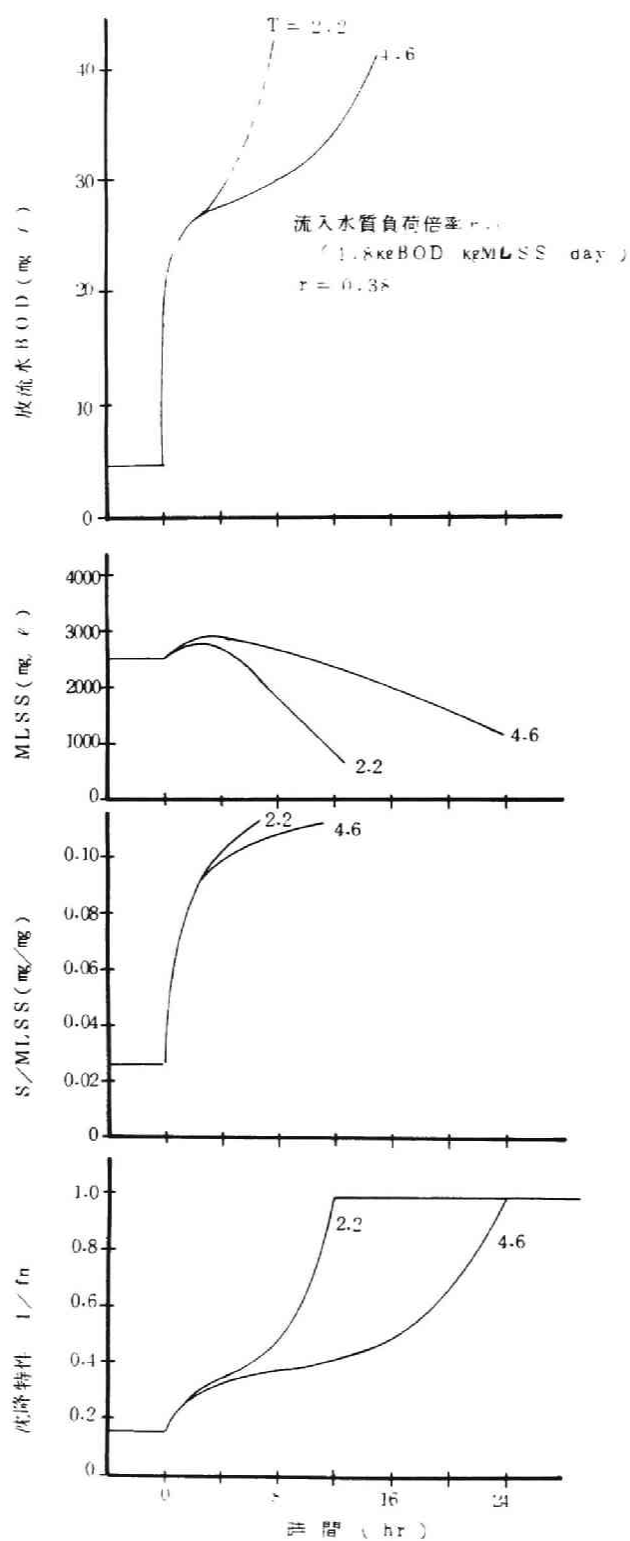


図 1-12 エアレーションタンク内滞留時間 T による影響

通常、都市下水処理場で用いられている操作条件、すなわち $MLSS=2,500$ mg/ℓ , $T=5$ hr , $r=0.25$, $X_0=200$ mg/ℓ , BOD 負荷率 0.3 $kg\ BOD/kg\ MLSS/day$ で運転されている系が、急激な階段関数的 m 倍の流入水質負荷に変更された場合の系の応答を図 4-13 に示してある。この場合には負荷が 4 倍 (1.2 $kg\ BOD/kg\ MLSS/day$) になったときに系の操作困難な状態が生じ、負荷が 5 倍 (1.5 $kg\ BOD/kg\ MLSS/day$) の場合には 20 時間で汚泥は全く沈降しない状態となることが示されている。これは、W. W. Eckenfelder らによる実験結果⁷²⁾ とほぼ一致する。

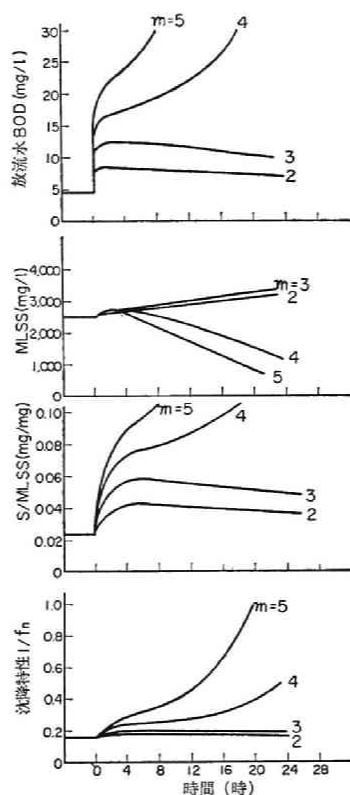


図 4-13 水質負荷変動に対する系の応答

($T=5$ hr , $r=0.25$, 初期 BOD 負荷率 0.3 $kg\ BOD/kg\ MLSS/day$)

一般の都市下水処理場に流入する水質の日変動を想定して、12時間1周期の正弦関数で流入水質の変動を表し、上述の一般的な操作条件で操作されている系に、流入水量は一定のままでこの水質変動を与えた場合の系の応答をシミュレートした結果を図 4-14 に示す。各々のパラメータは流入水とほぼ同じ周期で振動する。しかしながら、 $MLSS$ 中の蓄積物量は平均値に対して流入水

と同じ程度の倍率のピークを示すが、放流水質の変動は幾分緩和され、活性度や汚泥沈降特性はほとんど変化しない。したがって、この程度の周期的な水質変動のみでは系はうまく応答すると考えられる。

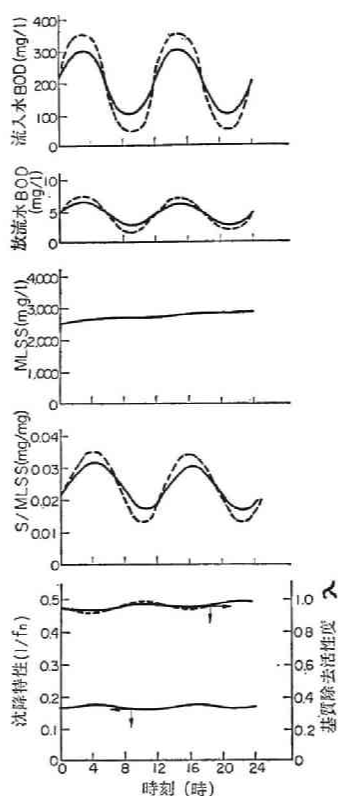


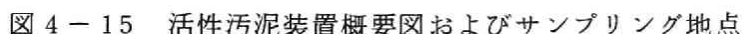
図 4-14 水質負荷変動に対する系の応答

($T=5\text{ hr}$, $r=0.25$, 平均 BOD 負荷率 $0.3\text{ kg BOD/kg MLSS/day}$)

第五節 標準活性汚泥法における都市下水処理特性および水質負荷変動に対する応答特性

前節では、負荷変動に対する系の応答特性を主に検討する目的で、特に基質として脱脂粉乳を用いて、完全混合型のエアレーションタンクを有する活性汚泥プロセスで行なった研究に関して論述したが、本節では、標準活性汚泥法による都市下水処理に関して検討を試みる。

標準活性汚泥法における都市下水処理特性を把握する目的でパイロットプラント規模の実験を行い、そして第二章で提示した一連の動力学モデルを用いて、下水処理特性および流入水質負荷変動に対する系の応答のシミュレーションを試みる。



(1-1) 実験方法

図4-15に示すように、エアレーションタンクへの流入水およびエアレーションタンク内の9カ所の混合液を同時にサンプリングし、分析試料としたが、分析項目および分析方法は表4-7に示すとおりである。

表 4-7 測定項目および測定方法

* タンパク質は卵製アルブミン，炭水化物はグルコース基準である。

(1-2) 実験結果および考察

エアレーションタンクの操作は、流入水量 $3.1 \text{ m}^3/\text{hr}$ 、汚泥返送率 25%，滞留時間 2.3 hr、MLSS 3,200 mg/ℓ の条件で標準活性汚泥法で運転した。

実験期間中の流入水量および水質の変動を図 4-16 に示す。 前述のごとく、1 度設備内の貯留タンクに貯めたものを原水としてポンプアップしたので、実験期間中は流入水量、水質ともあまり変動していないことがうかがえる。流入水量については $3 \text{ m}^3/\text{hr}$ 前後であり、流入水質については重クロム酸 COD で 130 mg/ℓ 前後、BOD で 80 mg/ℓ 前後である。したがって本操作期間中は $0.2 \text{ kg BOD}/\text{kg MLSS}/\text{day}$ 前後の BOD-MLSS 負荷率で運転されていたことになる。

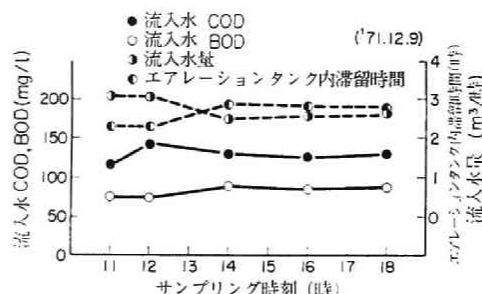


図 4-16 実験期間中における流入水の変動

一定の流入水量、水質のもとでの操作において、時刻 11, 12, 14, 16 および 18 時にサンプリングを行ったが、その一例として、時刻 11 時におけるエアレーションタンク内の各サンプリング地点での状態を図 4-17 に示す。他の

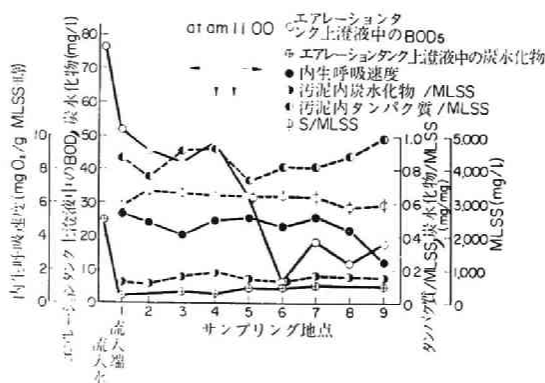


図 4-17 各測定項目のエアレーションタンク内の状態

サンプリング時刻においても同様の傾向を示した。

MLSSは、エアレーションタンク内の各地点による変化はほとんどなく、3,200 mg/ℓ前後の値であった。

エアレーションタンク上澄液中のBODは、エアレーションタンクの前半でほとんど除去され、その後は除去速度は非常に遅くなることが示されている。上澄液中の炭水化物は流入水中で約20 mg/ℓほど存在していたが、エアレーションタンク流入直後の地点1においてすでに5 mg/ℓ以下にほとんど除去されている。

汚泥内炭水化物の汚泥に対する割合は、流入水中の炭水化物の濃度が低いために、エアレーションタンクの各地点において16%前後のほぼ一定の割合を示し、顕著な傾向はみられない。

汚泥中のタンパク質の汚泥に対する割合は、上澄液中のBODの除去の大きいエアレーションタンク前半において1度低くなり、その後エアレーションタンクの流出端に近くなるにつれて回復し、断面8, 9では断面1よりも高い割合になるという傾向が示されている。これは、BOD摂取により、汚泥中の蓄積物が多くなり、タンパク質の割合が低くなるが、その後蓄積物の代謝により、タンパク質の割合が再び回復し、高くなるためと理解される。またタンパク質の80%前後という含有率（これは第三章で示したように、グルコースを主成分とする人工下水により培養された汚泥に匹敵する）および原水の長期間の貯留のために無機性のSSはほとんどエアレーションタンクに流入しないであろうことより、この実験の場合、MLSSはMLVSSにほぼ等しいことが推察されよう。

内生呼吸速度は、第二章で考察したように汚泥内の蓄積物量に支配されると考えられるが、エアレーションタンクの前半高く、流出端近くで低くなるという傾向が示されている。

この傾向は、汚泥内タンパク質の割合の低いとき、すなわち汚泥内蓄積物の多いときに高い値を示し、タンパク質の割合が回復すると、すなわち汚泥内蓄積物が少ないときに低い値を示すことを示唆していると考えられる。式(4-13)と式(4-14)より、 $S = MLVSS - \delta M_p$ となり、これを式(4-5)に代入すると内生呼吸速度は、

$$\frac{1}{MLVSS} \frac{dO_2}{dt} = - (a_3' K_3 - a_4' K_4) \frac{\delta M_p}{MLVSS} + a_3' K_3 \quad (4-29)$$

と表され、内生呼吸速度はタンパク質含有率と負の相関がある ($\because a_3' K_3 > a_4' K_4$) こととなり、上述の概念が式示される。これらの両者の関係を図 4-18 に示すが、両者の間の負の相関が示されている。

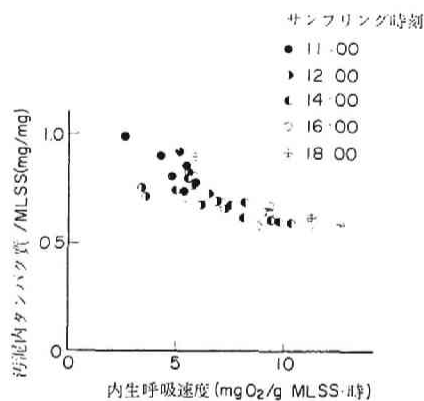


図 4-18 内生呼吸速度と汚泥内蛋白質含有率

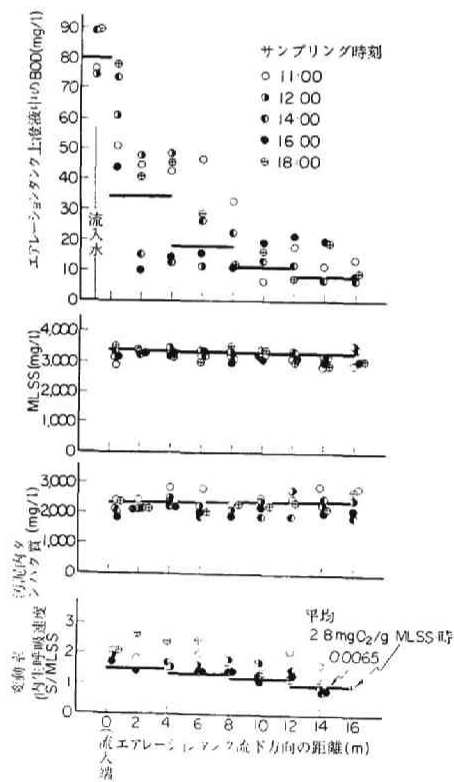


図 4-19 エアレーションタンク長さ方向の変動

各サンプリング時刻におけるエアレーションタンク内の流下方向の変化を図4-19にプロット点で示す。本実験の操作中は、エアレーションタンクは時間的に比較的安定した状態で処理操作がなされていたと考えられる。エアレーションタンク上澄液中のBODはエアレーションタンク流出端で10 mg/ℓ前後にまで減少し、MLSSは流下方向の変化はあまりなく、3,000～3,500 mg/ℓの間で操作されていた。汚泥中のタンパク質は流下方向に行くに従って、少しではあるが増加傾向にあることが示されている。内生呼吸速度は、各サンプリング時刻でのエアレーションタンク流出端の値を1として変動割合で示してあるが、エアレーションタンクの前半で高い値を示し、後半減少する傾向が示されている。これは前半に媒体中BODの摂取に伴い汚泥内蓄積物が上昇し、その後媒体中のBODの摂取が遅くなり蓄積物が代謝により減少し、微生物構成物である細胞内タンパク質が増加したものと考えられる。

本節では、微生物量の指標として汚泥内タンパク質により議論を進め、式(4-13)の形で微生物量を表した。表4-8にはK市T下水処理場の返送汚

表4-8 K市T下水処理場返送汚泥の組成⁷⁵⁾ (単位 mg/ℓ)

サンプリング時刻 項目	9月6日 am. 10	9月8日 am. 10	9月22日 am. 10	10月5日 am. 10	測定法
COD	5,834	6,616	5,254	5,395	重クロム酸法 ⁵⁷⁾
BOD ₅	5,787	4,075	2,190	3,712	ナトリウムアザイド変法 ⁵⁷⁾
SS	4,850	9,535	7,694	6,180	蒸発皿 ⁵⁷⁾
ケルダールN	482	688	516	396	ケルダール法 ⁵⁷⁾
アルブミノイドN	172	258	309	310	蒸留滴定法 ⁵⁷⁾
タンパク質	3,600	5,610	6,160	4,880	KOH抽出ビューレット法 ⁶⁰⁾
アミノ態N	7.1	12.1	1.7	14.3	Pope-Stevensの加銅法 ⁷⁷⁾
炭水化物	694	1,672	533	480	硫酸アンスロン法 ⁶⁰⁾
単糖類	18	14	13	15	Tanber-Kleiner法 ⁷⁴⁾
タンパク質/SS	0.74	0.59	0.80	0.79	—

泥の組成に関する分析結果⁷⁵⁾を示す。この表に示されるように、汚泥の構成物としてはタンパク質が最も大きな構成を占めている。また、タンパク質は細胞の重要な構成物であり、そしてT. Holme ら⁷⁶⁾により蓄積物に左右されない真の微生物量を表す指標であることが示されているので、式(4-13)の表示は妥当であろう。

(2) 数理モデルによる検討

(2-1) 処理特性のシミュレーション

エアレーションタンク内の流動については、トレーサ実験を行っておらず、そう列モデルの槽の数は決定できないが、ここでは4槽として取り扱うこととする。これによると、押出し流れに比較して、ピークの出現は平均滞留時間の2割ほど早くなり、ピークの高さは幾分緩和されるが、⁷⁸⁾標準活性汚泥法のエアレーションタンク内の流動パターンはこの程度であろうと考えられる。^{31), 73)}

数理モデル式に示される生物化学的反応の各係数の値は、都市下水が基質の場合には直接算出することは困難である。活性汚泥によるエアレーションタンク上澄液中の基質摂取速度は、都市下水の場合はグルコースや脱脂粉乳の場合のその数分の1であることが実験的に知られており³⁾、本研究では基質摂取速度定数としてグルコースの場合に得られた値の1/5の値を用いる。また、細胞内の蓄積物として、炭水化物やPHB(Poly-beta-hydroxy butyrate)の形で蓄積されることが多く、これらは同時に代謝されることがC.F. Walters¹⁶⁾によって実験的に観察されている。したがって、細胞内には都市下水の場合もグルコース基質の場合と同様の物質が蓄積され、同様に代謝され则认为る。そして、蓄積物代謝速度定数、細胞合成割合および種々の換算係数は第二章においてグルコースの場合に得られた値を用いることとする。またBODからグルコースへの換算係数は近似的に1と考える。これらの係数の値を表4-9にまとめて示す。

表 4-9 係 数 値

係 数	値
a_2 (基質mg/蓄積物mg)	1
K_2 (1/hr)	0.25
K_3 (1/hr)	0.63
K_4 (1/hr)	0.002
α	0.57
a_5 (BOD mg / 微生物mg)	2.0
a_3 (微生物mg/蓄積物mg)	0.75**
X^* (mg/l)	150
δ (微生物mg/タンパク質mg)	1.42

** $0.53 \times \delta$

細胞内の飽和蓄積物含有率 $S_T/M (=C)$ は、培養基質負荷率により異なるが、グルコース基質および脱脂粉乳基質の場合に得られた両者の関係は図 4-8 で示されたが、これらの値を用いることとする。

以上の各係数を用いて、数理モデル式 (4-7) ~ (4-15), (4-22) および (4-26) の定常状態解により、実験操作条件 (表 4-10) のもとでのエアレーションタンク内の処理特性のシミュレートを試みた。この結果を図 4-19 に実線で示す。エアレーションタンク上澄液中 BOD の濃度の減少状況、ほぼ一定の MLSS, わずかではあるが汚泥内タンパク質の増加傾向および蓄積物の変動割合, ならびに内生呼吸速度の変動割合の傾向を比較的良好にシミュレートしていると判断できよう。

エアレーションタンクの前半においては、実験データである内生呼吸速度の変動割合が幾分大きくなっているのは、本実験で用いた汚泥の分離方法 (遠心分離) では固形性の有機物が汚泥と一緒に分離されるため、その影響によるものであらうと考えられる。

(2-2) 水質負荷変動に対する標準活性汚泥法の応答のシミュレーション

典型的な都市下水処理場として、Y 市 C 下水処理場での 24 時間試験データ⁷⁹⁾ に対して、本研究の数理モデル式の適用を試みる。この処理場は、Y 市公共下水道の終末処理場の一つであり、標準活性汚泥法で操作されている。その規模

および24時間試験時（昭和48年7月18～19日）の操作条件を表4-10に示す。また、このときの試験結果を図4-20(I), (II), (III)にプロット点で示

表4-10 操作条件および計算条件

操 作	流入水BOD X_0 (mg/ℓ)	流入水量 Q (m ³ /hr)	汚泥返送 率 r	MLVSS (mg/ℓ)	エアレーション タンク容量 V (m ³)	滞留時間 t (hr)	BOD負荷率 (kg BOD/kg MLVSS/day)	$S_t, M (=C)$ (mg/mg)**
本実験でのシミュレーション	80	3.1	0.25	3,200	9	2.3	0.21	0.40
C下水処理場の水質 負荷変動の応答シミュレーション	平均 73	3,700	0.27*	1,200*	10,800	2.3	0.50	0.55
標準操作	200	1,350	0.25	2,000	10,800	6.4	0.3	0.45
m倍の階段的水質負荷 変動に対する応答	200m	1,350	0.25	2,000	10,800	6.4	0.3m	0.45
SIN関数的水質負荷 変動に対する応答	平均 200	1,350	0.25	2,000	10,800	6.4	平均0.34	0.45

* 昭和48年7月の平均

** 図4-8より

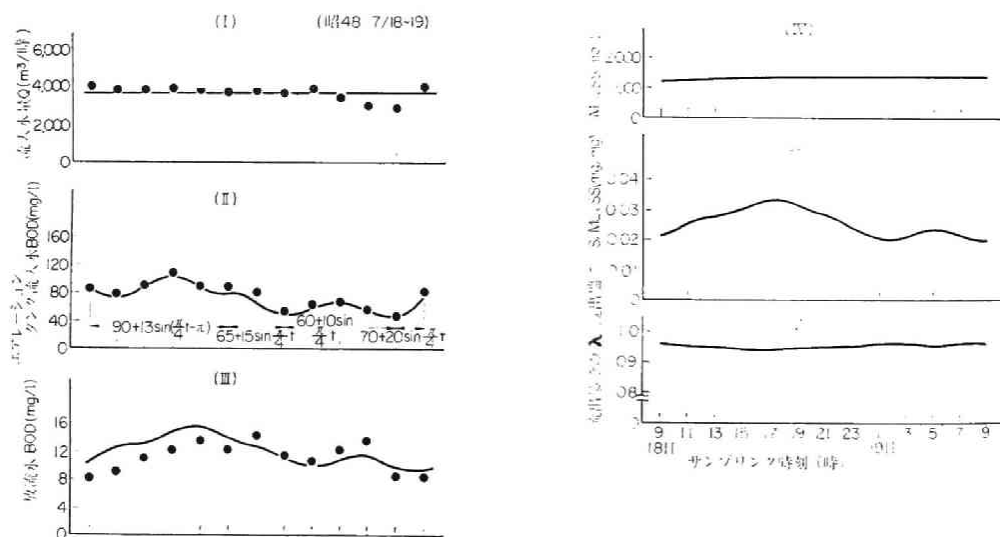


図4-20 Y市C下水処理場における水質負荷変動に対する系の応答

す。流入水量は3,700 m³/hrで一定であるとし(I), また流入水質の変動は図に示される幾つかの正弦関数で近似した(II)。式(4-7)～(4-15), (4-22)および(4-26)に表4-9で示される係数を用い,表4-10に示される施設規模および

操作条件下で上記の流入水量および水質変動に対する系の応答を計算した結果を図4-20に曲線で示してある。なお、この計算においては、まず表4-10に示される流入水量、水質での定常操作を得、これらの解を初期条件として水質変動時の計算をし、2サイクル目の系の応答を図に示してある。

放流水質の応答を図4-20(Ⅲ)に示してあるが、実験データをかなりよくシミュレートしていると考えられる。エアレーションタンク流出端での汚泥内蓄積物量は放流水と同様の変動をしているが(V)、この程度の変動では最終沈殿池における沈降性にはほとんど影響を及ぼさず、本研究の数値モデルによる計算では沈降特性 ($1/fn$) は15～17%であり、これは実験データ⁷⁹⁾の30分間沈降率14%(昭和48年7月平均)とほぼ一致している。基質除去活性度 λ も0.95前後ではほとんど変化していない(VI)。

以上より、この処理場では流入水質の変動の波を緩和し、また汚泥性状があまり悪化しないで、比較的良好な処理がなされ、汚泥の流失問題もほとんどないであろうと推察される。

通常、都市下水処理場で用いられている標準活性汚泥法の操作条件⁶⁹⁾の流入水BOD, MLVSS, 滞留時間, 汚泥返送率およびBOD負荷率の場合(表4-10)のエアレーションタンク内の状態の計算結果(定常状態解)を図4-21

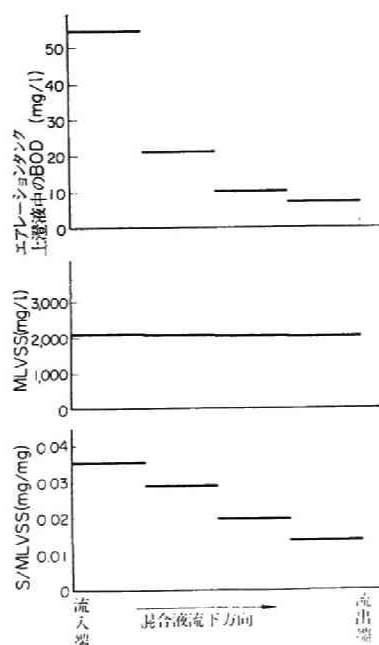


図4-21 標準操作におけるエアレーションタンク内の状態

に示す。エアレーションタンク上澄液中のBOD摂取はエアレーションタンクの前半で大きく、流出端近くで小さいが、流出端ではBODが7 mg/l程度にまで減少している。MLVSSはほとんど変化しないが、細胞内の蓄積物のために初期に高く、その後これの代謝による微生物体への転換により低くなる傾向にある。汚泥中の蓄積物量は初期に大きくなり、流出端に近くなるに従って代謝され減少する傾向にあり、この代謝はエアレーションタンク後半においてもかなりの程度行われ、BODの摂取に比較してエアレーションタンク流出端の方へずれるようである。この操作条件のもとでは、流出端における基質除去活性度 λ は0.97まで回復し、また沈降特性 ($1/f_n$)は15～16%程度であり、かなり良好な処理がなされ则认为られる。

この標準の操作条件で運転されている系に、流入水量は一定のまま、流入水BODが m 倍になった場合 (m 倍の階段関数的負荷、表4-10)の系の応答を図4-22に示してある。放流水BODおよび汚泥内蓄積物量は、負荷増加

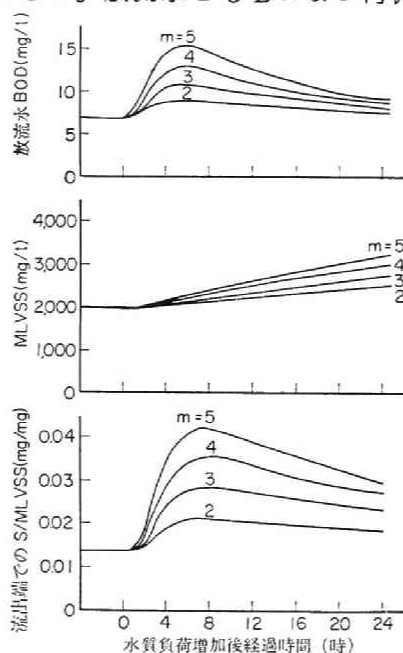


図4-22 階段的水質負荷変動に対する系の応答

後エアレーションタンク滞留時間に相当する時刻付近でピークが現れ、その後のMLVSS増加に伴って減少する傾向にあるが、後者の方が遅れが幾分大きいようである。なお、最終沈殿池における汚泥の沈降特性 ($1/f_n$)は $m=1\sim5$ の間では15～19%であり、この程度の水質のみの負荷変動では、汚泥内蓄積

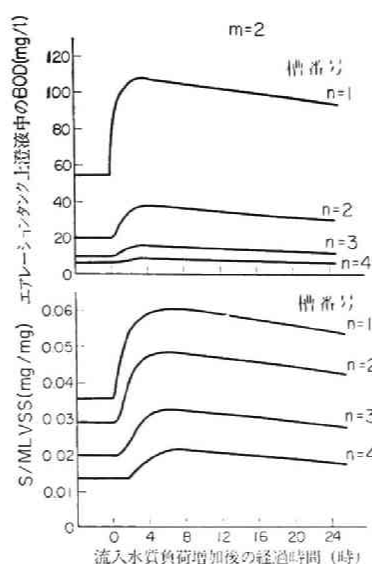


図 4-23 階段的水質負荷変動に対する各槽の応答

物の蓄積による汚泥の沈降性悪化は生じないことが数理モデル式では示されているが、エアレーションタンク内（特にエアレーションタンク前半）の溶存酸素の減少による汚泥性状の変化は十分に考えられ、これに関する検討が必要であろう。

$m=2$ の場合のエアレーションタンク内の各位置（数理モデル式では槽列モデルの各槽）での応答状態を図 4-23 に示す。流入水質の変動による影響は、エアレーションタンク上澄液中の BOD および汚泥内蓄積物量ともエアレーションタンク流出端に近くなるほど緩和される傾向にある。しかし、エアレーションタンク流出端では、BOD はほとんど緩和されるのに対し、細胞内蓄積物量の緩和は流れ方向の方へかなりずれ、エアレーションタンク流出端でもかなり変動している。また、槽 1 での細胞内蓄積物量の変動は大きく、かなり高い値となるが場合によってはこれが微生物集団にかなりの影響を及ぼすことも考えられる。

平均の操作条件では標準の操作条件と同じであるが、流入水量は一定のまま、流入水 BOD が 12 時間周期の正弦関数 ($X_0 = 150 \sin(\pi t/6) + 200$) 的に変動する場合（表 4-10）の系の応答を図 4-24 に示す。放流水 BOD では、ピークはエアレーションタンク滞留時間の $1/3$ に相当する時間遅れ、1.15 倍程度に緩和されるが、流入水質と同じ周期の正弦関数的な変動がみられる。また、汚泥中の蓄積物量では、ピークはエアレーションタンク滞留時間の

2/3に相当する時間遅れ, 1.3 倍程度に緩和され, 同様な正弦関数的変動がみられる。なおこの場合, 最終沈澱池における汚泥の沈降特性 ($1/f^n$) は15~16%であり, エアレーションタンク流出端における基質除去活性の回復は0.96~0.98 であり, このような流入水のみでの負荷変動に対しては, 汚泥中の蓄積物の面のみからみれば, 系は良好に応答することが示されている。

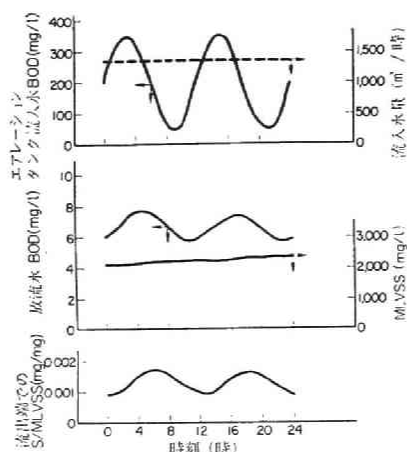


図4-24 正弦関数的流入水質変動に対する系の応答

第六節 流入水量の変動に対する応答特性

前節までは流入水質負荷変動に対する系の応答に関するシミュレーションについて検討を試みてきたが, 本節においては流入水量の変動が伴う場合の流入水負荷変動に対する系の応答のシミュレーション計算について考察を試みる。

(1) 最終沈澱池での汚泥の濃縮率 b に関する検討

本章の第三節において, 近似的に最終沈澱池内での汚泥の滞留があまりない場合についての解析を行ない, シミュレーション計算の際の最終沈澱池内での汚泥の濃縮係数 b の取り扱いについて検討を行なった。しかしながら, 流入水量の変動が伴う場合では, エアレーションタンクからの最終沈澱池への汚泥の供給量が増減することとなり, とくに汚泥の沈降性の良好なときの b の値の算定の検討が必要である。したがって, まず第三節での近似的な解析結果が流入水量を伴う場合でもどの程度の近似として用いることができるかの検討を試みる。

図4-25には, 5カ所のY市公共下水道終末処理場⁷⁹⁾における最終沈澱池での濃縮係数 b (返送汚泥濃度をエアレーションタンク流出端でのMLSSで除して計算) と汚泥返送率 r との関係を示す。この図は月平均のデータについて

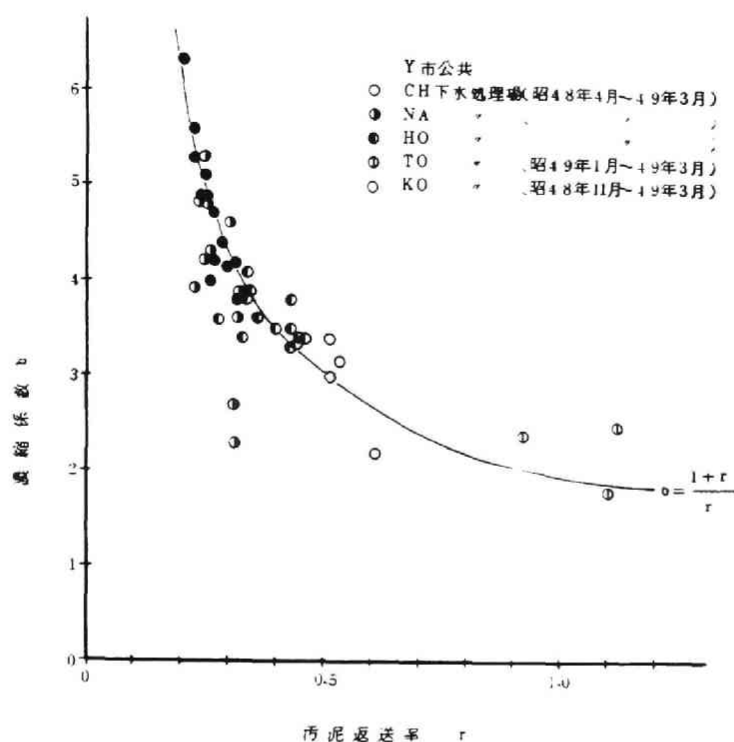


図 1-25 汚泥返送率と濃縮係数との関係

て計算しプロットしたものである。また、この図には、汚泥の沈降性が良好なときの濃縮係数と汚泥返送率との近似的な関係、つまり式(4-22)において w は r の1オーダー以下であるので $w=0$ として求めた $b = (1+r)/r$ の関係をも併わせて示してあるが、この関係式で十分に表示しうることが示されている。

K市I下水処理場では昭和48年に純酸素活性汚泥法(2300 m^3/day)を建設し、その除去効果や運転法について日本下水道事業団が1年間にわたり調査研究を行なっている。⁸⁰⁾ 本節で検討を試みている最終沈澱池での汚泥の挙動については、プロセス的には純酸素法も空気ばっ気法も同じであるので、K市I処理場でのデータについて解析を試みる。エアレーションタンクへの流入水量は日毎でも1週間単位あるいは季節単位に700 m^3/day から2500 m^3/day まで変化しており、また汚泥返送率についても比較的広い範囲変化さして行なわれている。図4-26には、毎日午前10時のデータより計算される濃縮係数 b と1日平均としての汚泥返送率 r との関係を示す。併わせて、両者の近似的な関係曲線

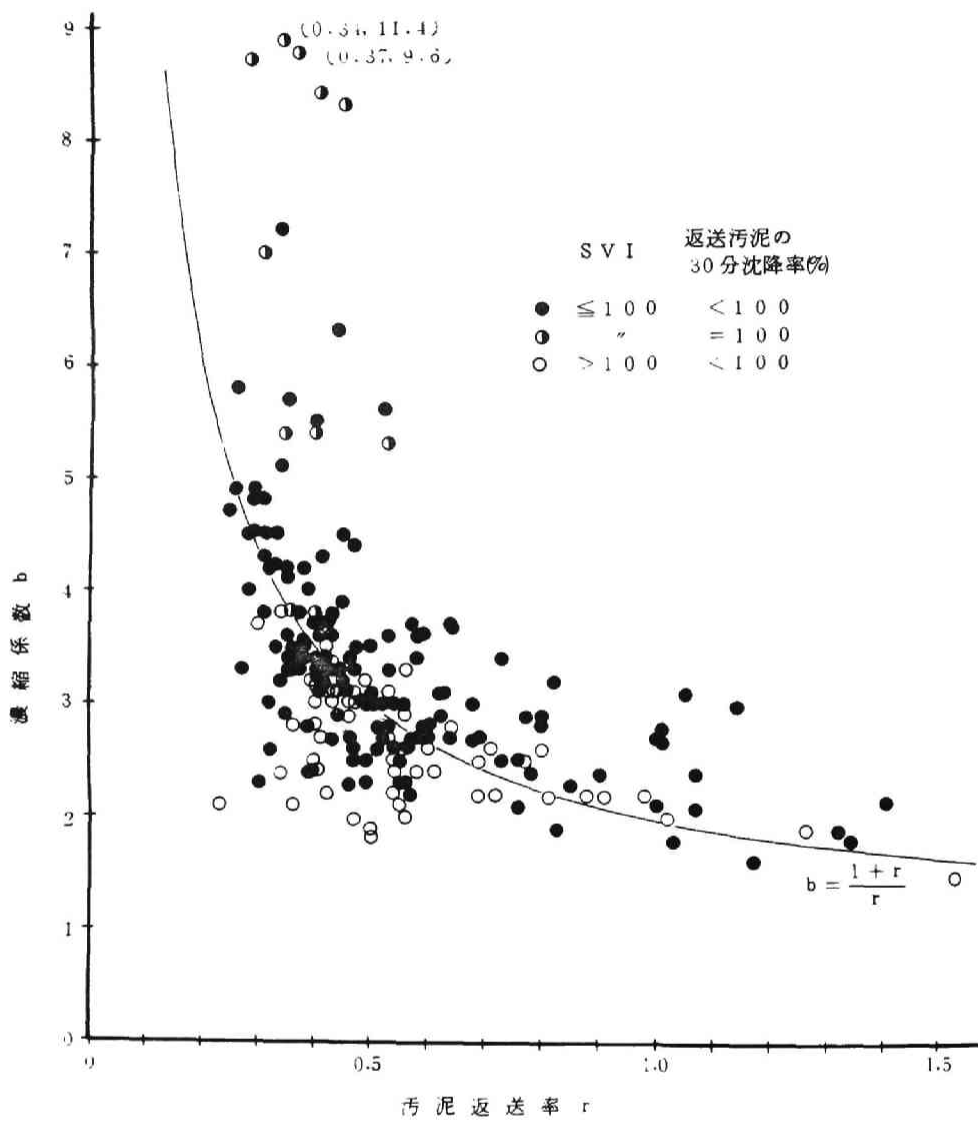


図 4-26 汚泥返送率と濃縮係数との関係

$(b = (1 + r) / r)$ も示してあるが、この曲線で濃縮係数 b の値を日毎の変動に対しては比較的良く表示しようと判断できる。尚、汚泥の沈降性が悪い場合 ($SVI > 100$) には r を小さくして最終沈殿池内での汚泥の滞留時間を大きくする操作につれて、濃縮率は理論曲線より下方にずれてくる傾向にある。したがって汚泥の沈降性が悪い場合にMLSS 濃度を維持するためには返送率 r を大きくすることがある程度効果のあることが示されている。また理論曲線より上方に大きくずれているデータは返送汚泥の $SV(30 \text{ 分間沈降率}) = 100$ を示すときのもので、最終沈殿池での汚泥の沈降時間が十分にありエアレーションタンクからの汚泥の供給にあまり支配されなくなったときのデータであると判断できよう。

以上のように日毎の流入水量の変動に対しても、汚泥の沈降性の良好なときは、汚泥の濃縮係数 b は式 (4-22) により十分に表示しうることが示された。しかしながら、流入水量は1日のうちでも時間毎に大きく変化する。したがってエアレーションタンクから最終沈殿池への汚泥の供給量および汚泥返送率 r の値自体も変化する。最終沈殿池には汚泥のいくらかの滞留があり、エアレーションタンクからの汚泥の供給が敏感に返送汚泥濃度に影響を及ぼすわけではなく、その影響はいくらか時間的に遅れ、また緩和されると考えられる。したがって、ここでは汚泥の沈降性が良好なときの濃縮係数 b が流入水量の時間変動に直接影響を受ける場合と、全く影響を受けずに日平均あるいは負荷の変化前の値をとる場合との両極端について検討を行なう。

前述のK市I処理場では、エアレーションタンクへの流入水量は時間的に変動し、10時および22時頃に最高値、6時および16時前後に最低値となるパターンを示し、その変動巾は最高/最低比で2.5程度である。⁸⁰⁾ 9月より3月まで月1回通日測定が行なわれ、2時、10時、18時のサンプルについてMLSS濃度および返送汚泥濃度が測定されている。このデータを用いて、これらの時刻における濃縮係数 b と各々の時刻における汚泥返送率 r との関係(黒丸プロット)、およびこれらの時刻における濃縮係数 b と1日平均の汚泥返送率 r_{mean} との関係(白丸プロット)を表わしのが図4-27である。この図には併わせて、汚泥の沈降性が良好な場合の近似理論曲線 $b = (1 + r) / r$ も示してある。各々の r あるいは r_{mean} により各々の b が算定される(1例として1組のプロットについて示した図中 矢印参照)が測定された b の値の大部分は、 r および r_{mean} それぞれにより計算される b の値の間、あるいはその近

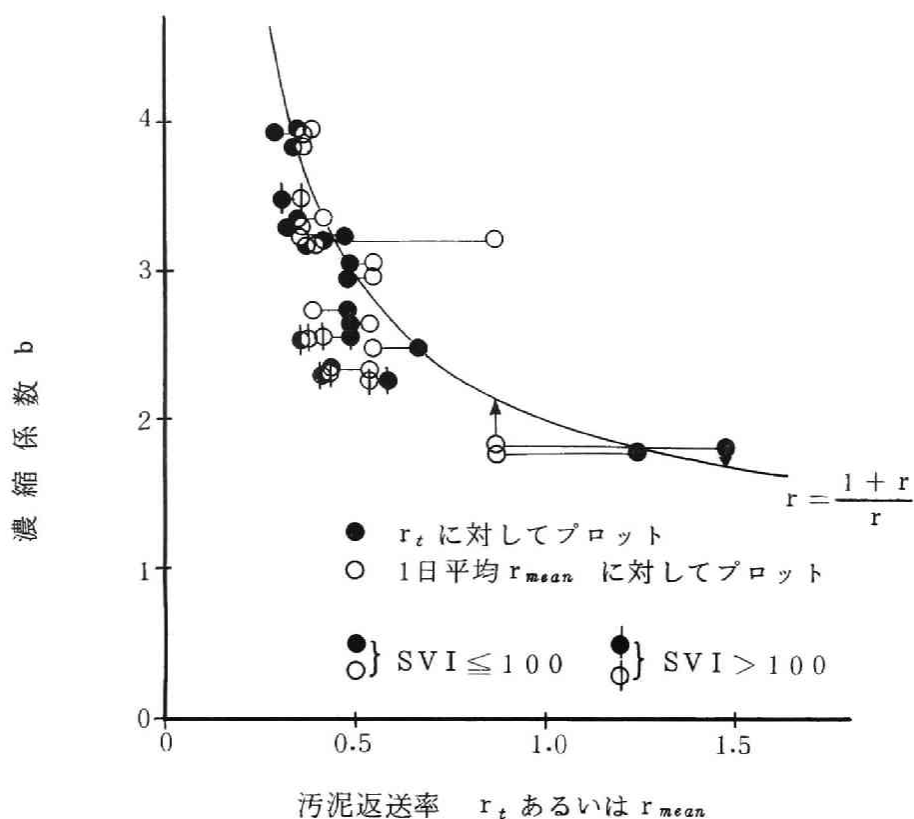


図 4-27 濃縮係数と汚泥返送率との関係

辺であることが示されている。尚、 $r = 0.4$ 付近で大きく下方にずれるデータは沈降性の悪い時期 ($SVI > 100$) のデータである。

以上より、汚泥の沈降性の良好なときの濃縮係数 b は、つぎの両極端を示す 2 式の間の値であると考えられる。

$$b_1 = \frac{1 + r_t}{r_t}$$

$$= \frac{Q_t / Q_{mean} + r_{mean}}{r_{mean}} \quad (4-30)$$

$$b_2 = \frac{1 + r_{mean}}{r_{mean}} \quad (4-31)$$

ここで、 b_1 : エアレーションタンクからの汚泥の供給量に直接影響を受けるとしたときの濃縮係数

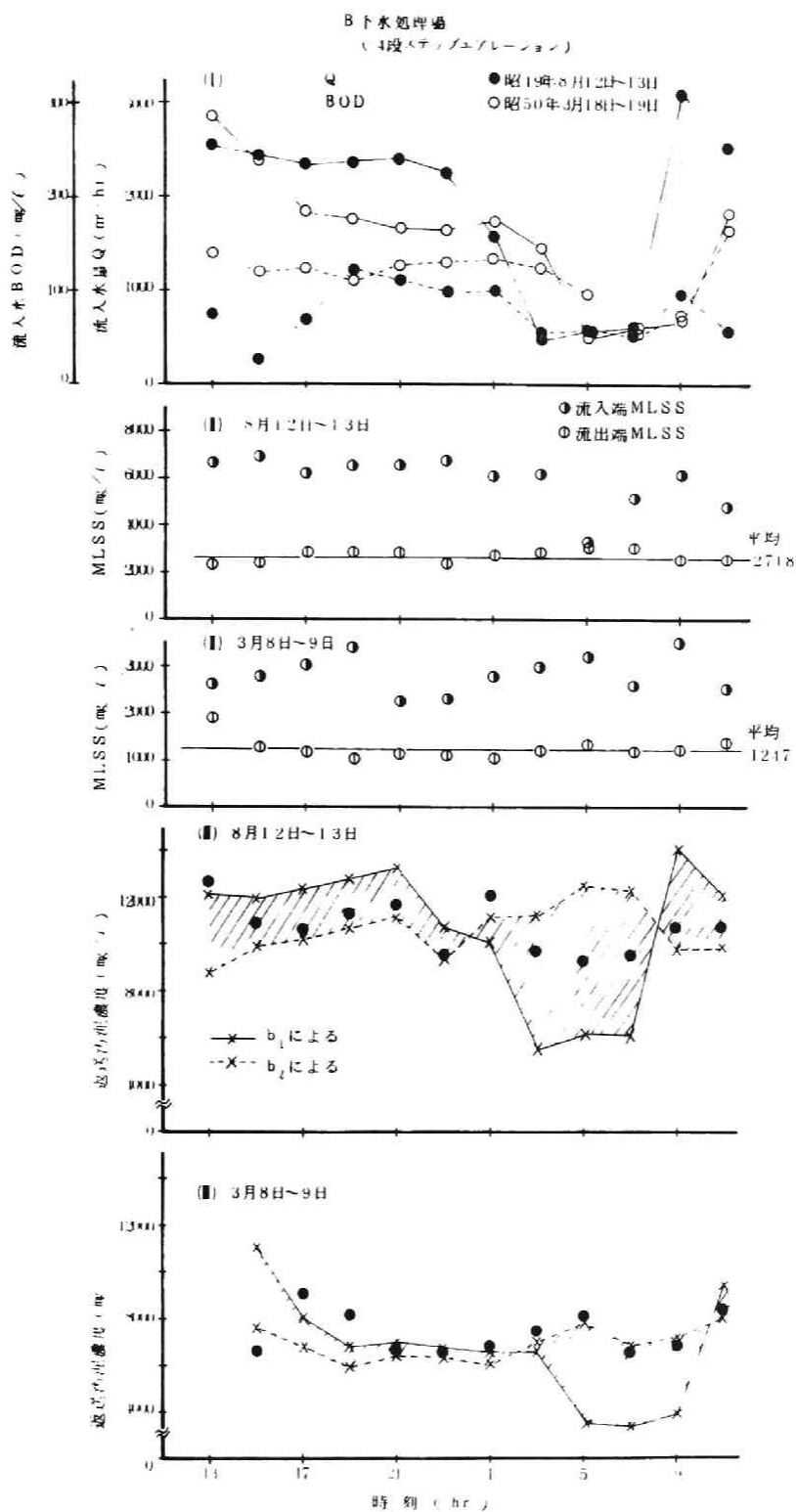


図 1-28 流入水負荷変動と汚泥の挙動 (B 下水処理場)

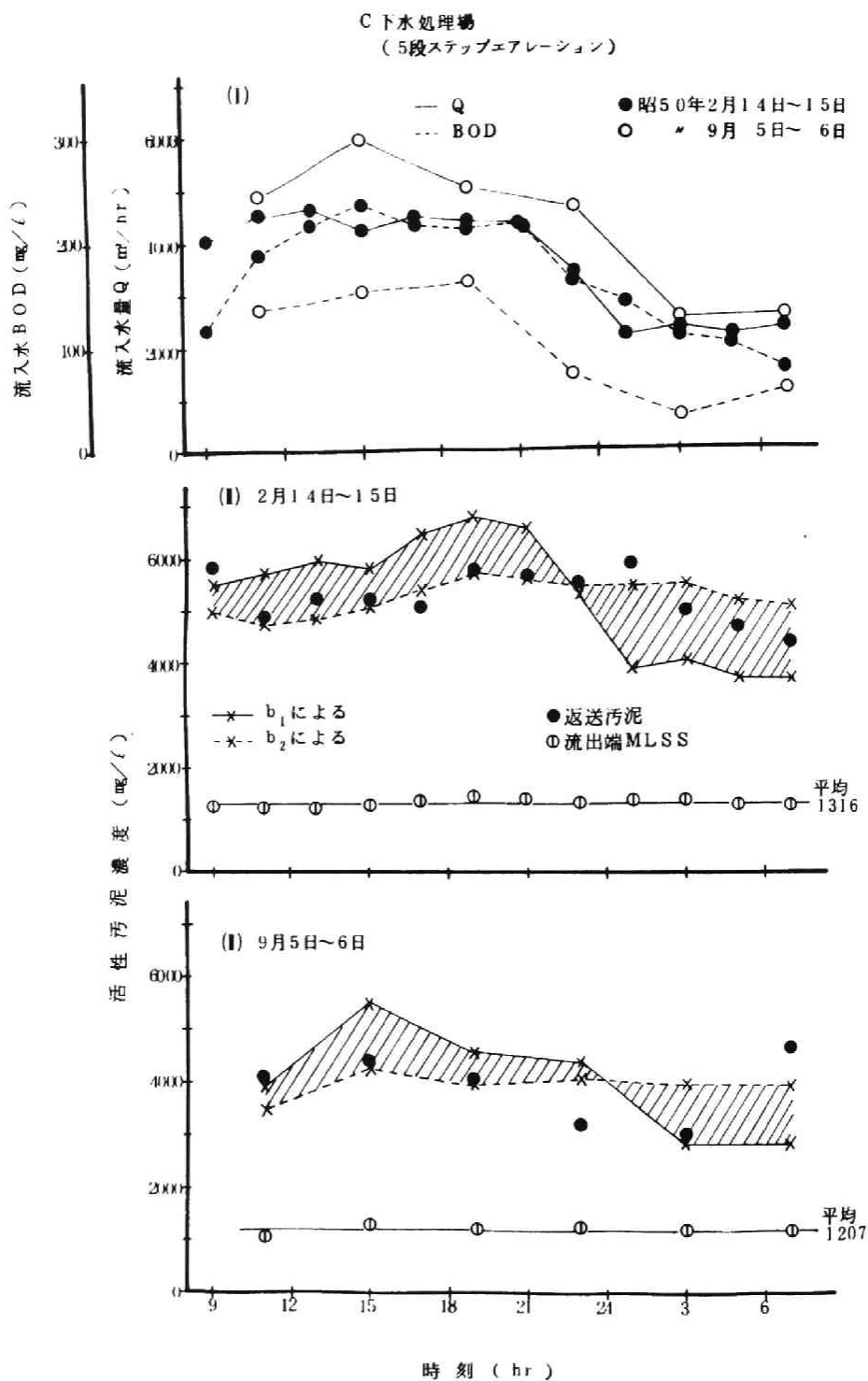


図 1-29 流入水負荷変動と汚泥の挙動 (C 下水処理場)

D 処理場
(3 段階ステップエアレーション)

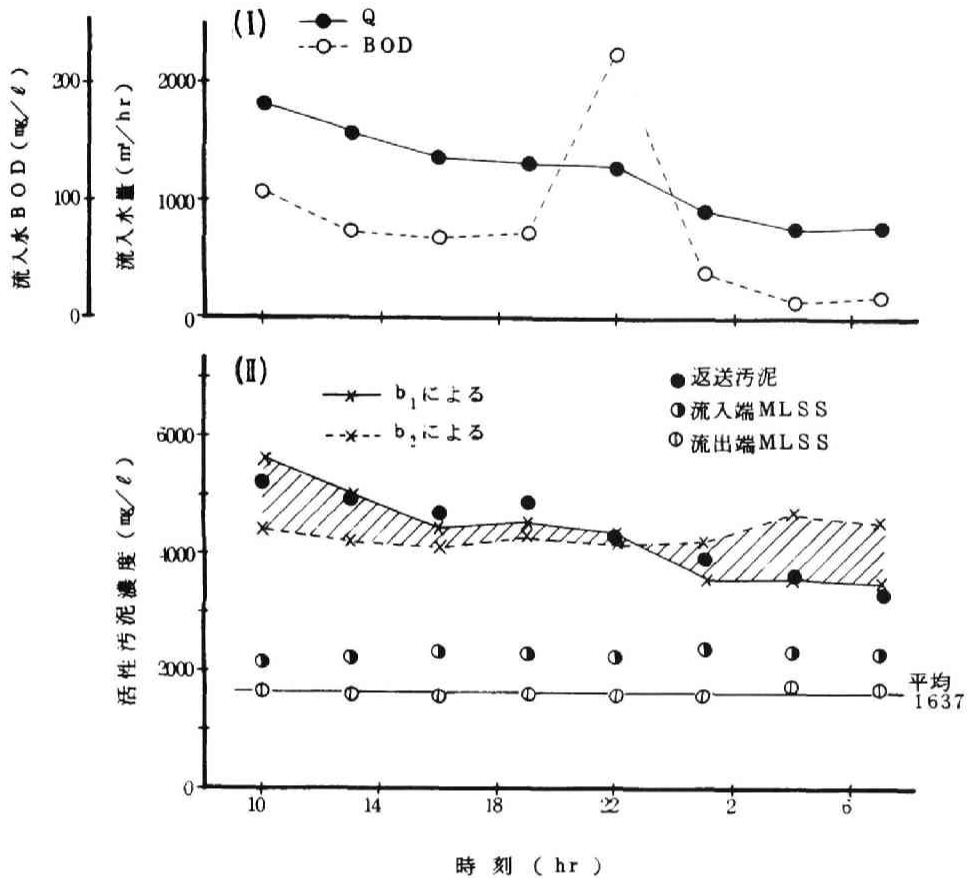


図 4-30 流入水負荷変動と汚泥の挙動 (D 下水処理場)

b_2 : 1 日平均の供給量あるいは負荷変動を受ける前の供給量に支配されるとしたときの濃縮係数

添字 t および $mean$ はそれぞれ時刻 t における値, および 1 日平均あるいは負荷変動を受ける前の値を示す。

図 4-28 ~ 4-30 には, 三市の公共下水道終末処理場における流入水の水質・水量, MLSS, および返送汚泥濃度の時間的な変動を示す。⁸¹⁾ これらの図には (図 4-28 のⅢ, 4-29 のⅡ, 4-30 のⅡ), 式 (4-30) および式 (4-31) で示される b_1 および b_2 を用いて, これらとエアレーションタンク流出端での

MLSS 濃度との積として計算される返送汚泥濃度を併わせて示し、両者の曲線で囲まれる部分を斜線で示してある。返送汚泥濃度の測定値（プロット点）はこの斜線の範囲あるいはその近傍にあると判断できる。したがって、以後のシミュレーション計算においては、汚泥の沈降性の良好なときの最終沈澱池での汚泥の濃縮率 b の値として、つぎの 2 とおりの式を用いて行なう。

$$b = \min \left((1 + r_t) / r_t, f_n (S/M) \right) \quad (4-32)$$

$$b = \min \left((1 + r_{mean}) / r_{mean}, f_n (S/M) \right) \quad (4-33)$$

そして、この両極端を示す 2 とおりのシミュレーション計算結果を用いて、検討を試みる。尚、図 4-28～4-30 に示されるエアレーションタンク内の MLSS 濃度は、流入水の変動にもかかわらず比較的一定であることは注目される。

(2) 流入水量および水質の変動に対する系の応答のシミュレーション

まず、実際の処理場における流入水量・水質変動に対する応答のシミュレーション特性をみるために、N 市公共下水道の N 処理場（分流式、標準活性汚泥法）⁸²⁾ を対象にしてシミュレート計算を試みた。

式 (4-7)～(4-15)，および式 (4-32) あるいは (4-33)，そして表 4-9 に示される係数を用いて、下記の条件下で計算を行なったが、その結果を図 4-31 に曲線で示してある。この計算においては、時刻 0 での値を初期条件として水量および水質変動条件下での計算を行ない、2 サイクル目の系の応答を図に示した。

計算条件；

$$V = 2000 \text{ m}^3, \quad Q_R = 125 \text{ m}^3/\text{hr},$$

$$\text{MLVSS} = 700 \text{ mg}/\ell, \quad C (= S_T/M) = 0.5 \text{ mg 蓄積物}/\text{mg MLVSS} \\ (\text{BOD 負荷 } 0.36 \text{ kg BOD}/\text{kg MLVSS}/\text{day}), n=4,$$

$$Q = 500 + 150 \sin\left(\frac{\pi}{6}t - \frac{4}{3}\pi\right), \quad X_0 = 60 + 20 \sin\left(\frac{\pi}{6}t - \frac{3}{2}\pi\right)$$

通日試験の測定値を図にはプロット点で示してあるが、放流水 BOD についてのシミュレート曲線は測定データをかなりよくシミュレートしていると考えられる(Ⅲ)。エアレーションタンク流出端での汚泥内蓄積物は放流水 BOD と同様の変動をしているが(Ⅴ)，この程度の変動では最終沈澱池における沈降性にほとんど影響を及ぼしていない。また MLVSS もほとんど変化しておらず(Ⅳ)，図 4-28～4-30 で示される現象と一致する。平均の汚泥返送率 r_{mean} で計算さ

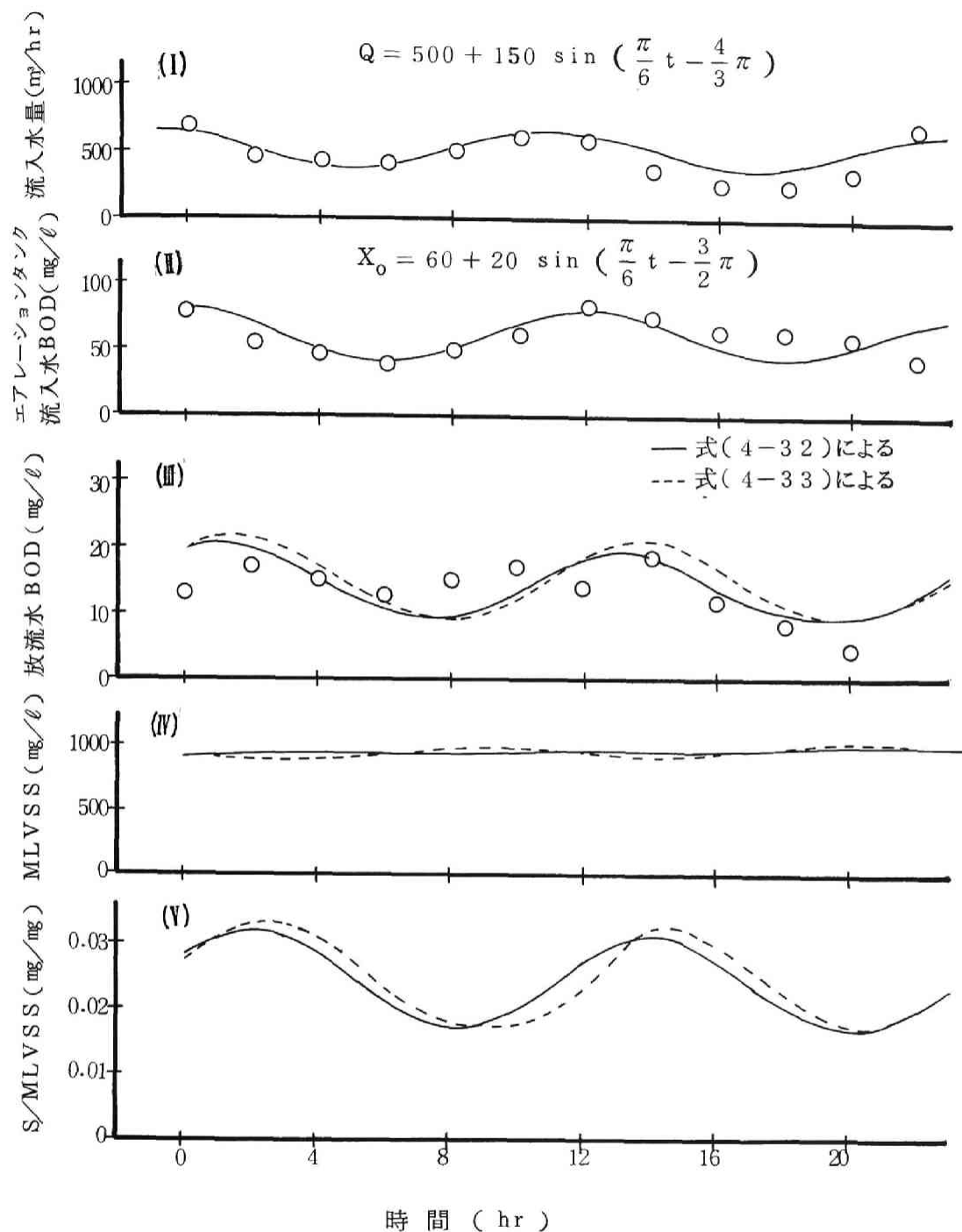


図 4 - 31 N市下水処理場における流入水量・水質変動に対する系の応答のシミュレーション

れる b_2 (式 (4-31)) を用いた方 (式 (4-33)) が、エアレーションタンクからの汚泥の供給量に直接影響を受るとした b_1 (式 (4-30)) を用いた方 (式 (4-32)) より、わずかであるが、流入水変動に対して大きく影響を受けている。実際は、これら両者の応答の間中であらうと考えられる。

以上より、流入水量の変動を伴う場合は b の値として汚泥の沈降性の良好な場合は平均のあるいは負荷変動前の返送率 r_{mean} を用いる式 (4-33) および変動する返送率 r_t を用いる式 (4-32) によりそれぞれシミュレート計算することとし、これら両極端のシミュレート計算により流入水量の変動を伴う場合の系の応答特性の検討を試みる。尚、この場合、流入水量の変動に伴う最終沈澱池での汚泥のまきあげ現象は考慮に入れず、また、応答特性の把握の明確化のために完全混合型のエアレーションタンクを有する活性汚泥法についてシミュレート計算を行なう。

第4節での取り扱いと同様に、式 (4-7) ~ (4-9), (4-13) ~ (4-15), および表4-6に示す係数値を用いて、そして濃縮係数 b については上述のごとく式 (4-32), あるいは式 (4-33) を用いて、種々の流入水質・水量の変動 (表4-11) に対する系の応答のシミュレーション計算を行ない、その結果を図4-32 ~ 4-39に示す。

BOD負荷 $0.3 \text{ kg BOD/kg MLVSS/day}$, $r = 0.25$, $T = 5.0$ で操作されている系に m 倍の水量のみの変動を階段関数的に与えた場合 (表4-11, case 1) の系の応答を図4-32に示す。流入水質が一定で流入水量が増加

表4-11 水量変動を伴う場合の計算条件

case	Q (ℓ/hr)	X_0 (mg/ℓ)	r_{mean}	T_{mean} (hr)	備 考
1	$10.56 \times m$	200 (const.)	0.25	5.0	$V = 66\ell$ $MLVSS \Big _{t=0} = 2500 \text{ mg}/\ell$ $C = 0.45 \frac{\text{mg 蓄植物}}{\text{mg MLVSS}}$ $Q_R = 2.64$ $(r_{mean} = 0.25)$ or $4.0 (r_{mean} = 0.38) \ell/\text{hr}$
2	10.56×1.5	200 (const.)	0.25 or 0.38	2.2 or 5.0	
3	$10.56 + 5.3 \sin \frac{\pi}{6} t$	200 (const.)	0.25	5.0	
4	$10.56 + 8 \sin \frac{\pi}{6} t$	200 (const.)	0.25	5.0	
5	$10.56 \times m$	$200 \times \frac{1}{m}$	0.25	5.0	
6	$10.56 + 3.1 \sin \frac{\pi}{6} t$	$200 + 150 \sin \frac{\pi}{6} t$	0.25	5.0	
7	$10.56 + 5.3 \sin \frac{\pi}{6} t$	$200 + 100 \sin \frac{\pi}{6} t$	0.25	5.0	
8	$10.56 + 8 \sin \frac{\pi}{6} t$	$200 + 150 \sin \frac{\pi}{6} t$	0.25	5.0	
9	$10.56 + 8 \sin \frac{\pi}{12} t$	$200 + 150 \sin \frac{\pi}{12} t$	0.25	5.0	

r_{mean} は平均、あるいは負荷変動前の操作状態を示す。

m は変動後の負荷倍率を示す。

負荷変動前、あるいは平均の BOD 負荷率: $0.3 \text{ kg BOD/kg MLVSS/day}$

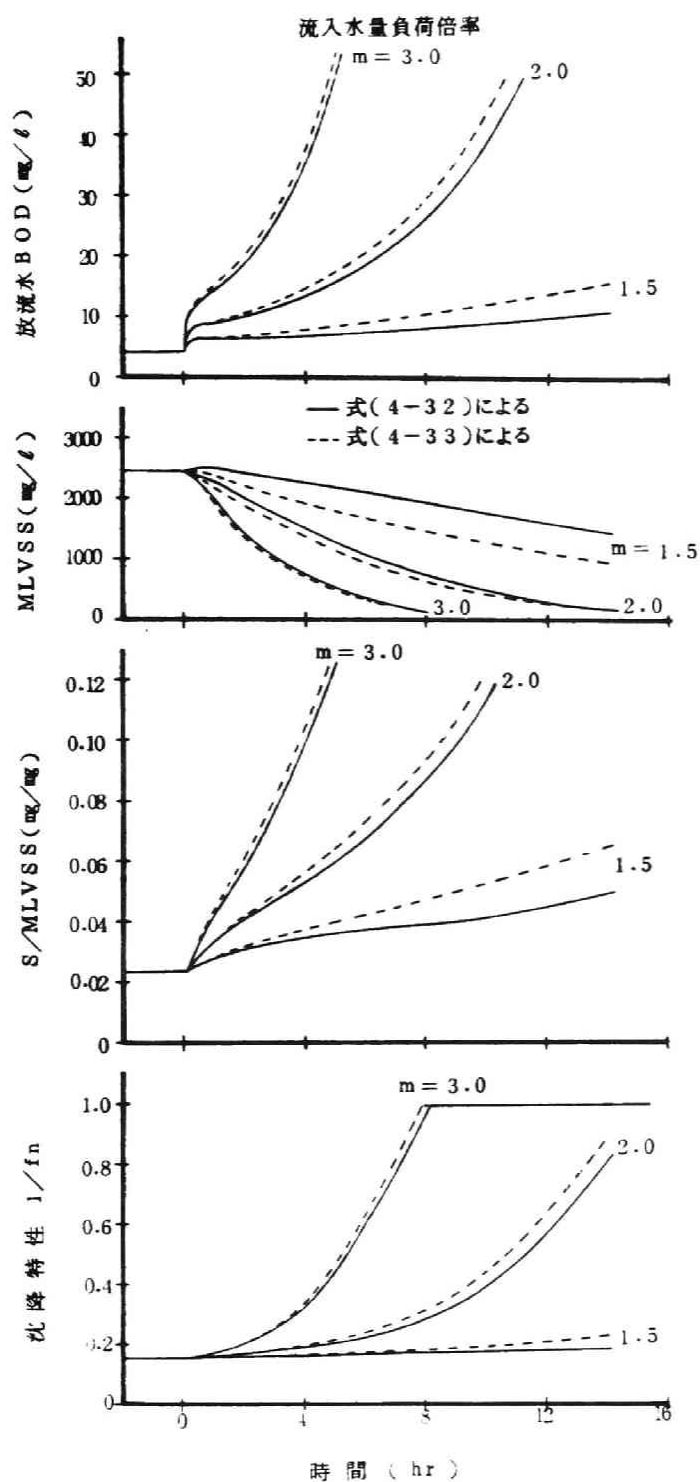


図 4-32 水量負荷変動に対する系の応答 (case 1)

するとBOD負荷が増加するが、Gaudy 等の実験²³⁾で観察された汚泥細胞中の蓄積物の増加がシミュレート計算でも示されている。流入水量の変動の系に与える影響は大きく、1.5倍の水量変動の場合でも汚泥の沈降性の悪化のために操作困難な状態となる傾向にあり、2倍の水量変動では10数時間続けば汚泥は全く沈降しない状態となることが示されている。これは、まず水量の増加により、エアレーションタンク内のMLVSSが低下する現象が生じ、これによりBOD負荷がより厳しく増加し、汚泥の沈降性が悪化し、さらに汚泥の系外への流失が促進されるためである。なお、計算にあたっては b の値として式(4-32)、および式(4-33)を用いる2とおり行なったが、後者の方が若干、汚泥の沈降性の悪化のために操作困難な状態となる時期が早いという傾向がみられる。後者の場合は、沈降特性 $1/f_n$ が0.2以下のときは $b_2 = 5.0$ に従い、0.2以上のときは b の値は汚泥の沈降特性(式(4-26))に支配された。また、もう一方の極端な場合で r の変化の影響を直接受ける前者の場合は、負荷変動直後から b の値は汚泥の沈降特性に支配された。

同じBOD負荷(0.3 kg BOD/kgMLVSS/day)、同じMLVSS濃度(2500 mg/l)であるが異なるエアレーションタンク内滞留時間および汚泥返送率で操作されている系に、1.5倍の流入水量の変動を与えた場合(case 2)の各々の系の応答特性を図4-33に示す。高い汚泥返送率で操作されている系は汚泥の沈降性の悪化による操作困難な状態となりにくいこと、また長い滞留時間で操作されている系は操作困難な状態となる速度が遅くなることが示されている。

1日の流入水量の変動を想定した12時間1周期の正弦関数で示される流入水量の変動に対する系の応答特性(case 3, 4)を図4-34に示す。放流水BODは1時間、汚泥中の蓄積物量は2時間程度遅れて、流入水量とほぼ同様の変動をするが、活性度 λ は0.04程度しか変化せず沈降特性 $1/f_n$ はほとんど変化しない。式(4-33)を用いて濃縮係数 b の値を計算する場合は、流入水量の変動に伴ってMLVSSが変動する(MLVSSのピークは流入水量が最低となるときより1.5時間程度遅れる)傾向がみられるが、式(4-32)を用いて計算する場合は、MLVSSを一定に保つ傾向のあることが示されている。そして、後者の場合には、平均値の1.75倍ピークを有する流入水量の変動を受けると、濃縮係数 b の値が沈降特性(式(4-27))に支配されるときが生じ、少し

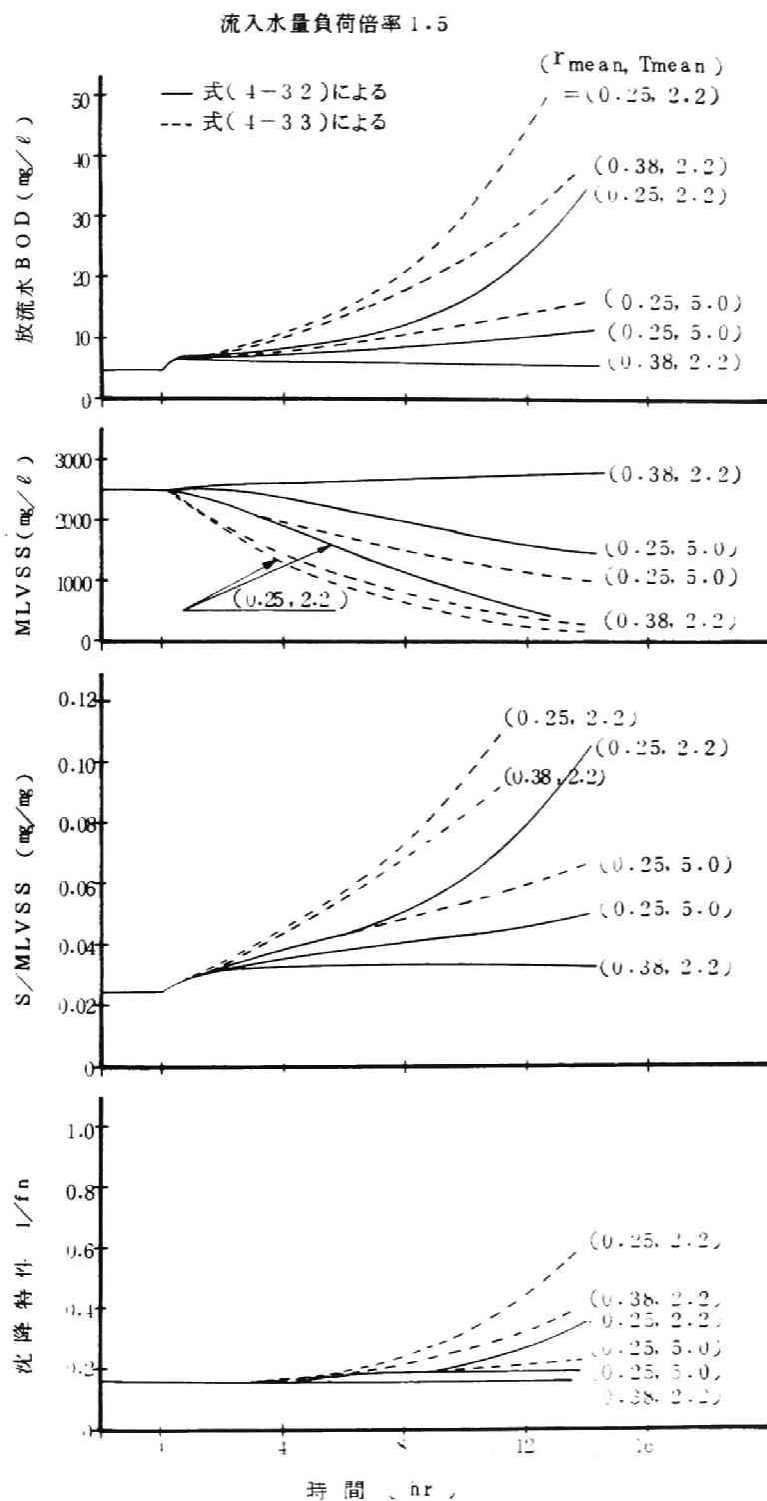


図 4-33 汚泥返送率 r および滞留時間 T の影響 (case 2)

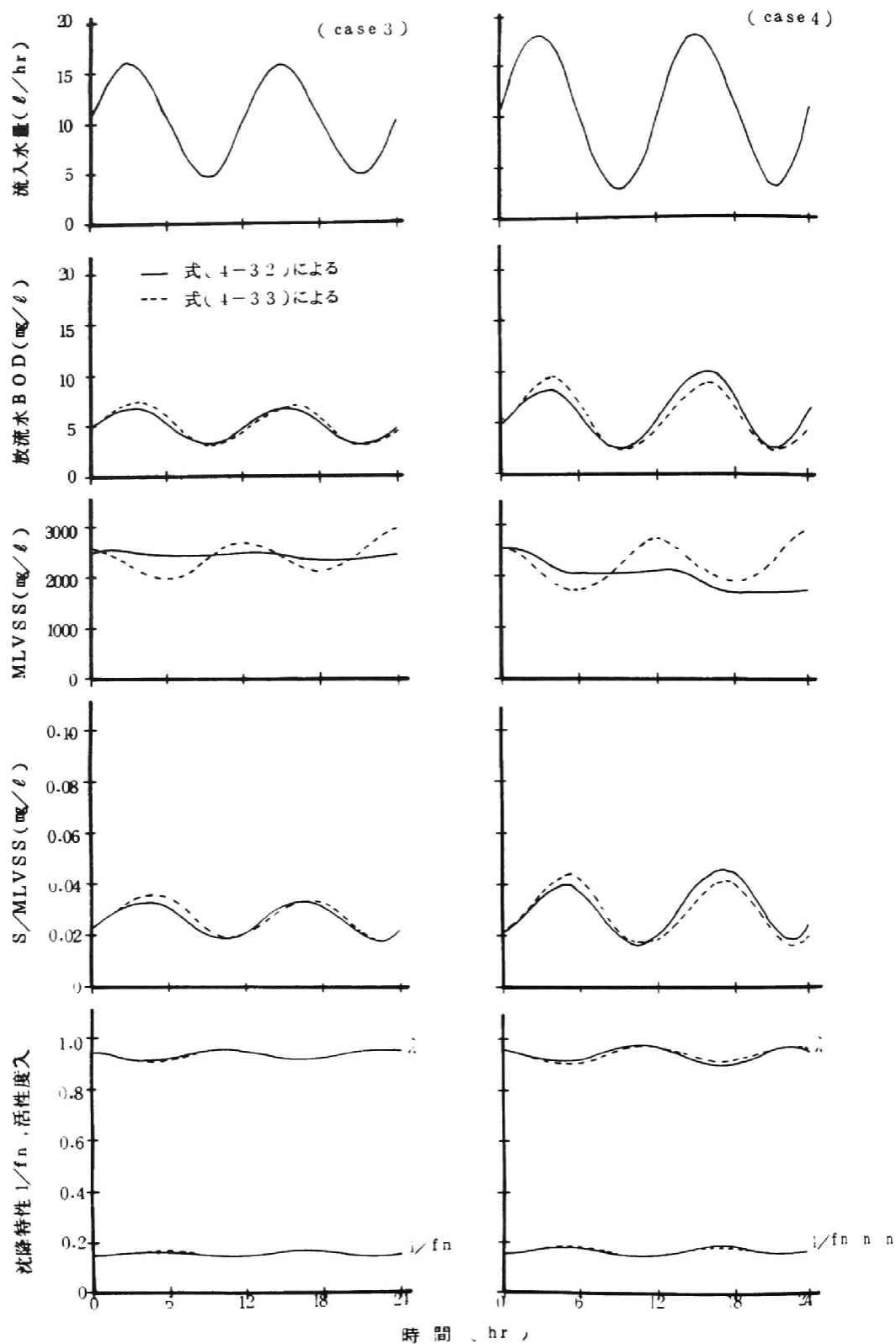


図 1-34 水量負荷変動に対する系の応答

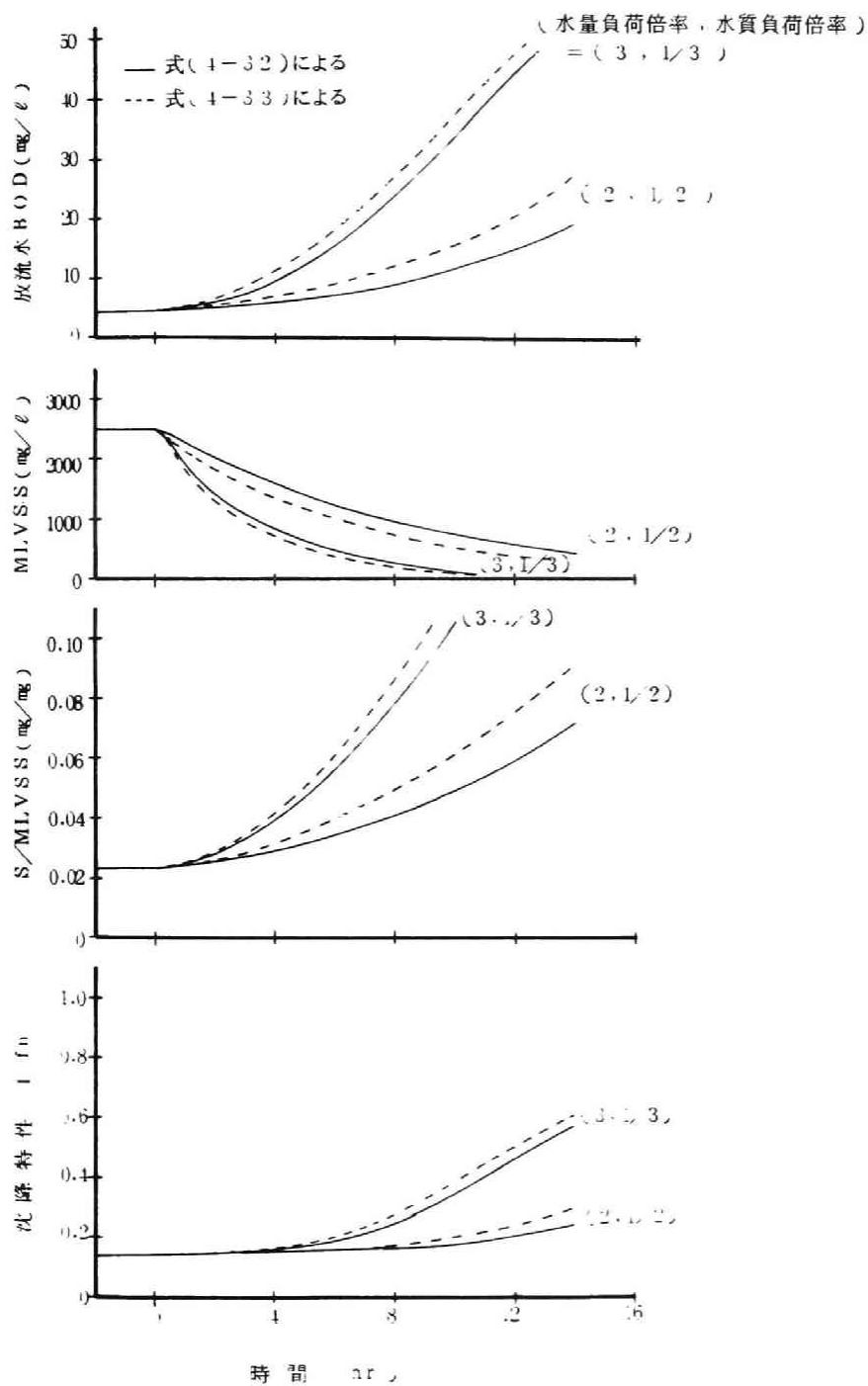


図 1-35 水量・水質負荷変動に対する系の応答 (case 5)

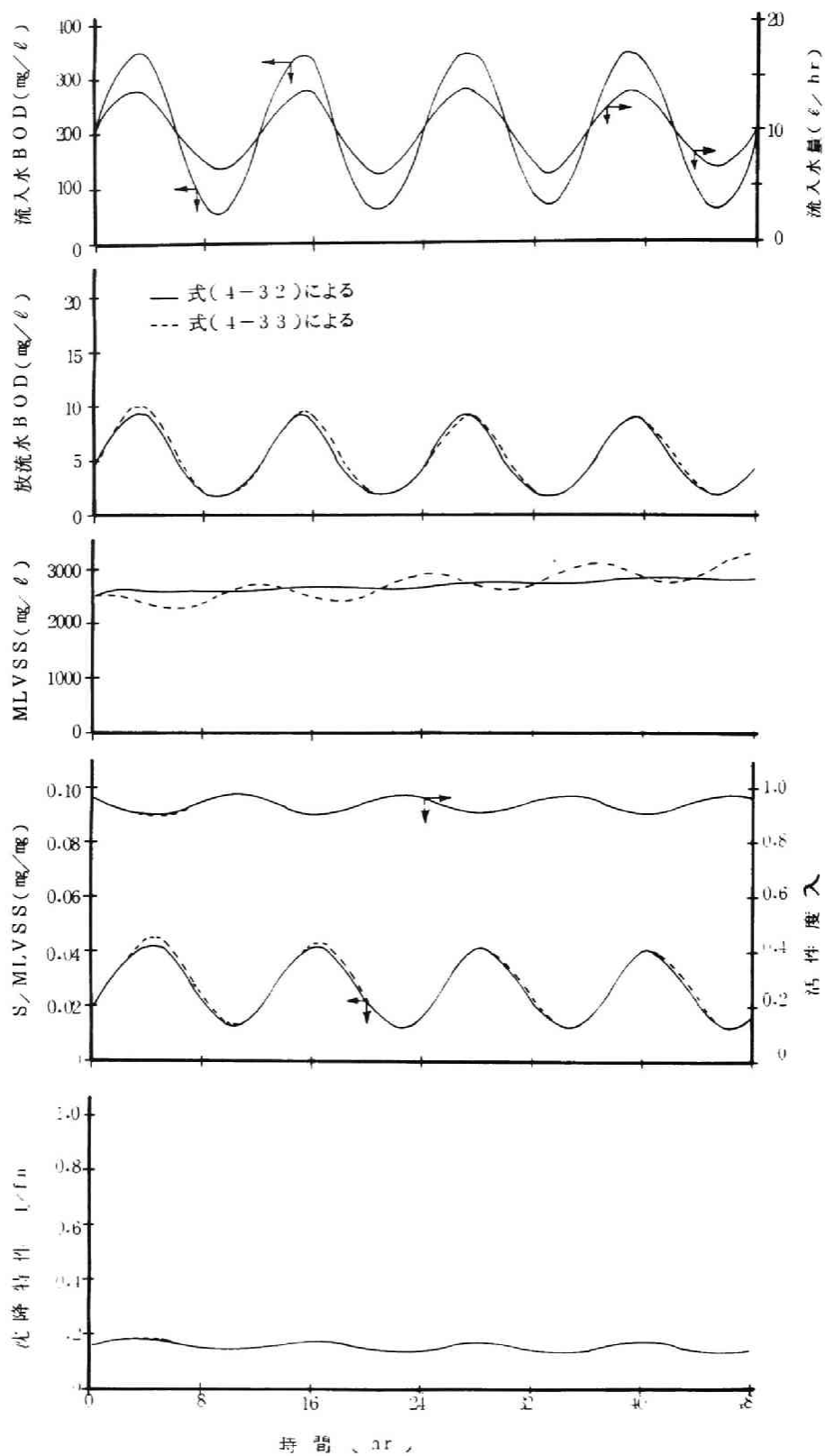


図 4-36 水量・水質負荷変動に対する系の応答 (case 6)

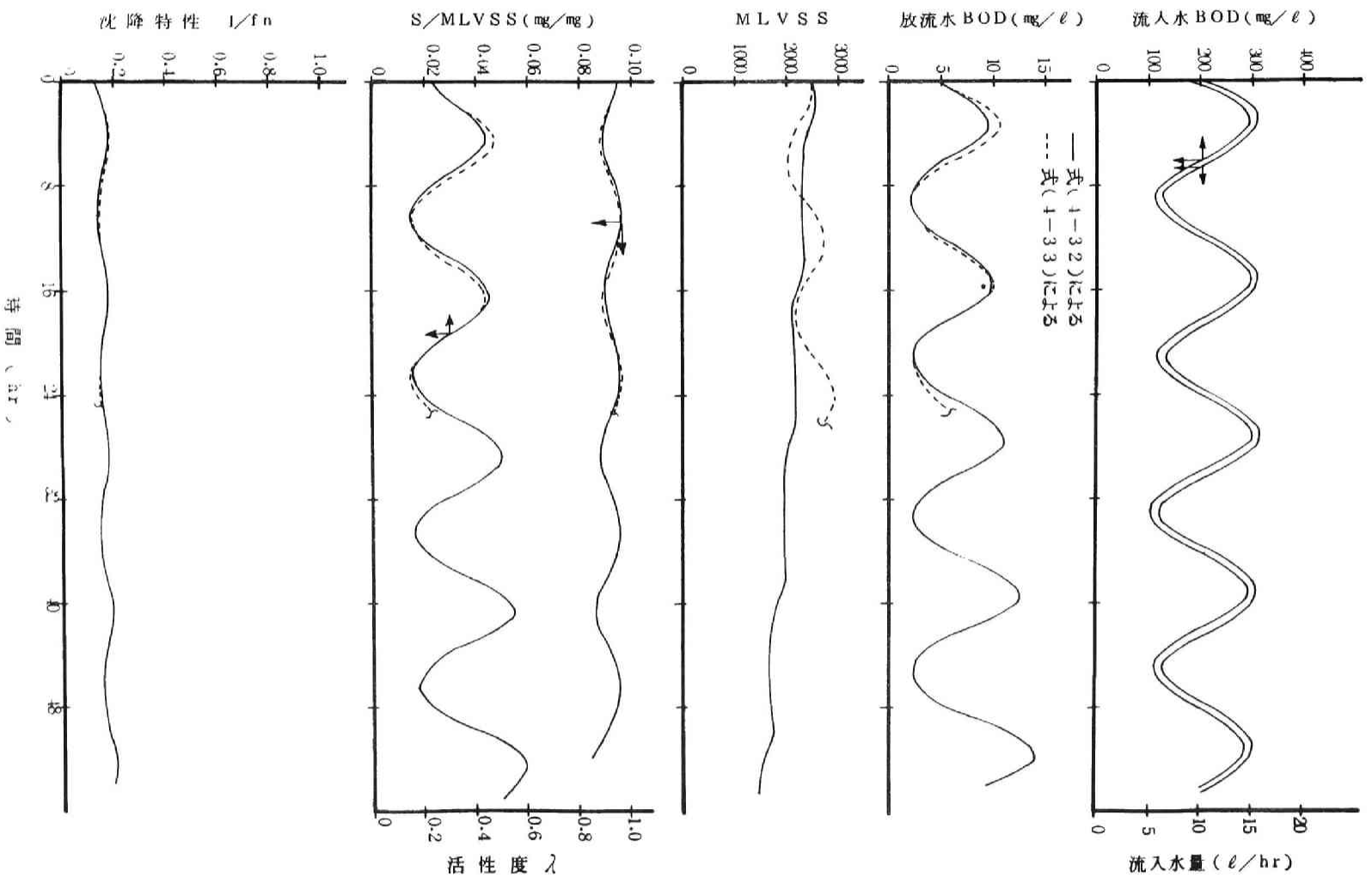


図 4-37 水量・水質負荷変動に対する系の応答 (case 7)

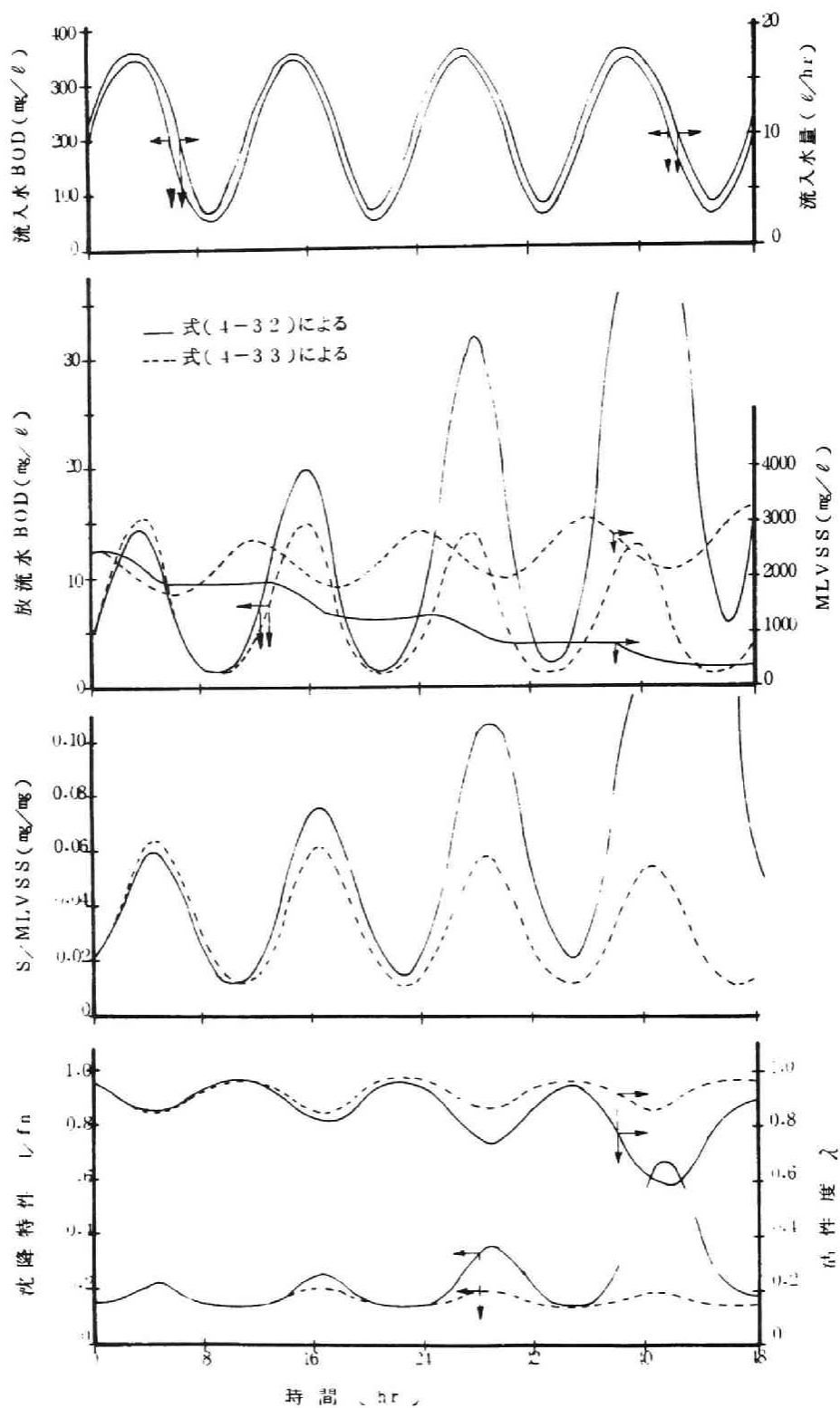


図 4-38 水量・水質負荷変動に対する系の応答 (case 8)

ではあるが MLVSS が減少し回復しない傾向が示されており、この程度の流入水量の変動を受けると汚泥の沈降性の悪化により操作困難な状態となる可能性のあることがうかがえる。

以上は、流入水量のみの変動の場合を取り扱ったが、以後、流入水量および水質の変動の生ずる場合のシミュレート計算を試みる。

雨水等の流入による流量の変動を想定し、流量は m 倍で流入水質濃度は $1/m$ になる場合 (case 5) の系の応答を図 4-35 に示す。この場合はエアレーションタンク単位容積当たりの BOD 負荷量は変動しないので、case 1 に比べて応答は鈍いが、流入水量の変動の影響は大きく 2 倍の変動で既にエアレーションタンクからの汚泥の流出傾向が生じ、2 倍で 6~8 時間、3 倍で 3 時間前後で MLVSS は 1000 mg/l 以下となることが示されている。

都市下水処理場への流入水の変動を想定して、流入水量および水質とも 12 時間 1 周期の正弦関数で示される変動をする場合 (case 6~8) の系の応答を図 4-36~4-38 に示す。放流水 BOD, MLVSS, 汚泥内蓄積物量, 沈降特性は、水量のみの変動の場合と同様に、流入水量および水質の変動に伴って変動をしている。放流水 BOD および汚泥内蓄積物量の変動の程度は流入負荷量の変動の程度とほぼ同程度である (図 4-36)。流入水量および水質ともピークが平均の 1.5 倍 (負荷量として 2.25 倍) および 1.75 倍 (負荷量として 3.1 倍) の変動の場合 (図 4-37, 4-38) は、エアレーションタンクからの汚泥の供給量に濃縮係数 b が直接影響を受けるとして式 (4-32) を用いて計算をしたときには、 b が汚泥の沈降性に支配される (式 4-27) ときが存在し、汚泥の沈降性の悪化により操作困難な状態が生じており、これらの負荷変動に対して操作困難な状態となる可能性のあることが示されている。また、式 (4-33) を用いて計算した場合には操作困難な状態となる傾向は顕著には示されてはいないが、流入水量および水質のピークが平均 1.75 倍のとき (図 4-38) には沈降特性 $1/f_n$ が 0.2 以上となるとき、すなわち b が汚泥の沈降性に支配されるときがあり、この系は操作困難な状態となる可能性のあることが示されている。流入水量および水質の平均に対するピークがそれぞれ 1.3 倍および 1.75 倍 (負荷量として 2.3 倍) の変動の場合 (図 4-36) は、汚泥の沈降性の悪化により系が操作困難な状態となる傾向は示されておらず、流入水量の変動の影響の大きいことがうかがえる。

流入水量および水質ともに1日1周期とする正弦関数で示される変動に従う場合（case 9）の一例として、ピークが1.75倍の場合を図4-39に示す。この図より、式（4-32）、あるいは式（4-33）のいずれを用いた計算においても、汚泥の沈降性の悪化による操作困難な状態となる傾向が示され、case 8の場合（図4-38）よりも大きな影響を受けることが示されている。したがって流入水量および水質の変動に対する系の応答に関して、ピークの大きさとともにその継続時間や変動パターンが非常に重要であると考えられる。

第七節 結 語

本章では、流入水負荷変動に対する活性汚泥法の処理特性について実験的考察を試みるとともに、第二章で提示した基質の摂取・代謝に関する動力学モデルを用いてその応答特性について、基質摂取活性や汚泥の沈降性等の汚泥性状をも含めたシミュレーションを試みた。そして、シミュレーション計算により、種々の流入水負荷変動に対する活性汚泥法の応答特性に関する考察を試みた。得られた主要な結果を各節毎に示すと以下のようである。

第一節では、流入水負荷変動に対して安定した二次処理水を得るための操作法や制御法の検討のためには、本章の研究が必要であることを述べた。

第二節では、従来の研究についての文献的考察により、流入水負荷変動に対する活性汚泥法の応答特性に関する研究では、処理効率の検討ばかりではなく、汚泥中の蓄積物量、基質除去活性度および汚泥の沈降性等の汚泥性状に関する検討も必要であり、これらの因子の変動特性をも表示しうる数理モデル式の提示が必要であることを示した。

第三節では、第二章で提示した基質の摂取・代謝に関する動力学モデルを用い、エアレーションタンク内の流れを完全混合槽列モデルで表示して、活性汚泥法における処理特性を上記汚泥性状をも含めて表示しうる数理モデル式を展開した。これに伴って、近似的にはあるが、最終沈殿池における汚泥の濃縮率に関する検討も行ない、濃縮率について物質収支的な表示とともに汚泥中蓄積物量に結びつける概念をも導入した。

第四節では、完全混合型エアレーションタンクを有する活性汚泥装置に水質負荷変動を与えて、系の挙動や応答に関して、スキムミルクを基質として実験的考察を試み、以下のような結果を得た。

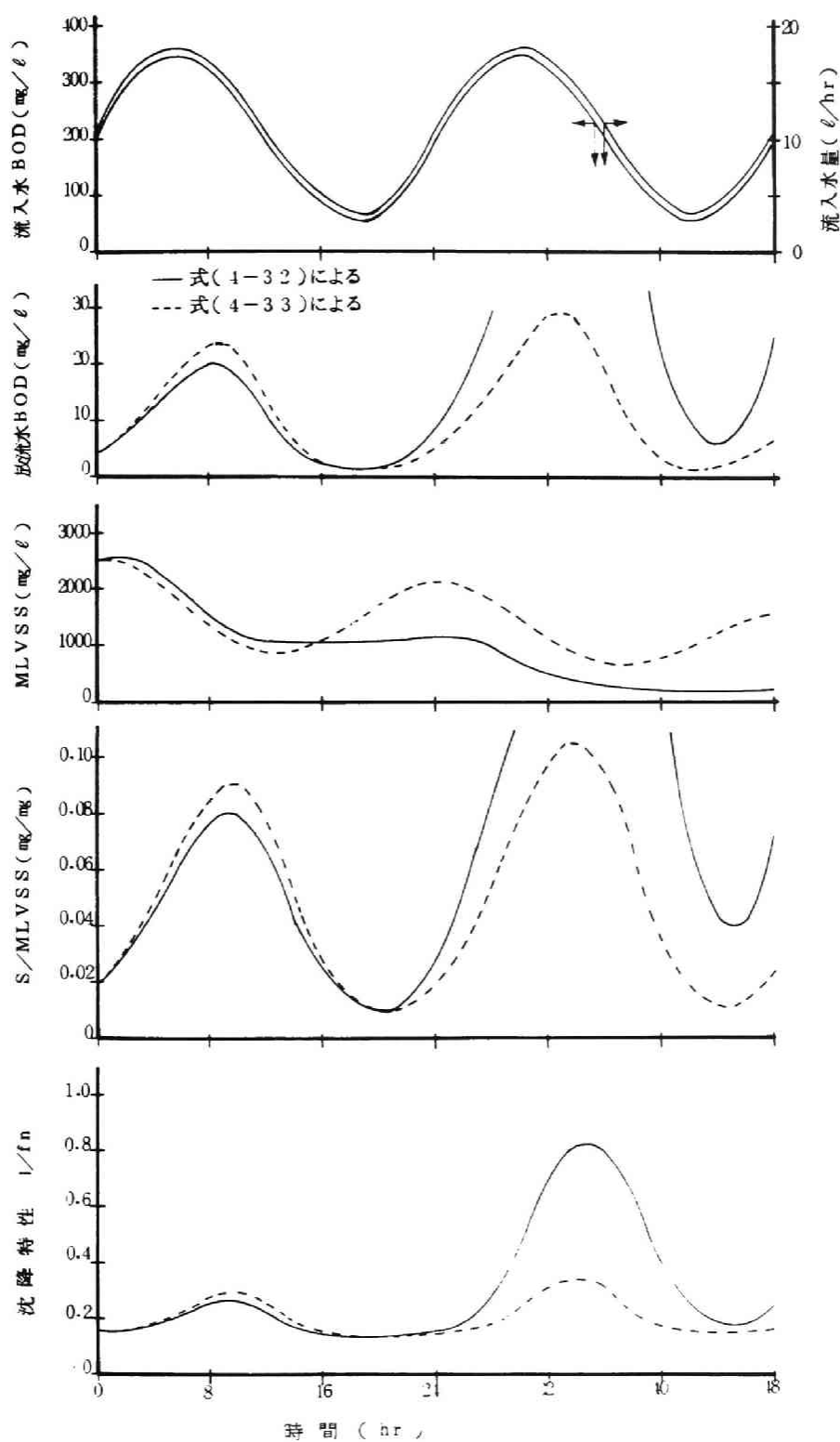


図 4-39 水量・水質負荷変動に対する系の応答 (case 9)

- (1) 負荷を上昇させることにより、放流水 BOD の上昇、エアレーションタンク内酸素消費速度および内生呼吸速度の上昇、ならびに MLSS の急激な上昇が生ずる。
- (2) 基質除去活性度および基質除去活性酸素消費速度は、負荷を上げることにより低下する。
- (3) 負荷を上げることにより、汚泥の沈降性の悪化が生ずる。とくに、 $1.6 \text{ kg BOD/kg MLSS/day}$ の高負荷を 10 時間前後かけると汚泥の沈降性の極端な悪化が生じ、返送汚泥濃度が小さくなり処理操作が困難な状態となった。
- (4) 負荷を元にもどすと、上記各因子は、極端な場合を除き、除々にもとの状態にもどる傾向にある。

そして、定常操作時の実験値により各々の数理モデル式の各係数値の検討を行ない、(1)第二章で得た係数値を近似的に使うこと；(2)そうして得られた最大蓄積物容量 (S_T/M) は、第三章で得られたグルコース基質での値に相当すること；(3)汚泥の沈降性あるいは汚泥の濃縮は、汚泥中の蓄積物含有率が大きいときに悪いとして近似的にはあるが式示しうることを示した。さらに、これらの係数値を用いて、水質負荷変動に対する系の応答特性のシミュレーション計算を試み、この結果、提示数理モデル式により、放流水質、MLSS、細胞内蓄積物あるいは酸素消費速度（特に内生呼吸速度）、基質除去活性および汚泥の沈降性等の挙動をシミュレートできることを示した。この数理モデル式を用いた、種々の流入水質負荷変動に対する完全混合型活性汚泥法の応答特性についてのシミュレート計算により、処理操作や制御操作の検討を行い、つぎのような結果を得た。すなわち、(1)汚泥の沈降性の悪化により操作困難な状態となる負荷率の増加は返送汚泥率 r により大きく異なり、 r を高くとる程高負荷に耐えられる傾向となる。例えば、スキムミルク基質の場合、 $r = 0.2$ では負荷を $0.6 \text{ kg BOD/kg MLSS/day}$ に上げることにより操作困難な状態となるが、 $r = 0.38$ と高くとると、 $1.5 \text{ kg BOD/kg MLSS/day}$ までの高負荷に耐えられる。(2)エアレーションタンク内の滞留時間を長くすると、操作困難な状態となる速度が遅くなる。

第五節においては、標準活性汚泥法による都市下水処理特性を把握する目的で、パイロットプラント規模の標準活性汚泥エアレーションタンク内の数カ所

よりサンプリングを行ない、その流下方向の処理特性について検討を行なった。その結果、つぎのような知見が得られた。

- (1) MLSSは、エアレーションタンク内の各地点による変化はほとんどない。
- (2) エアレーションタンク上澄液中のBODは、エアレーションタンクの前半でほとんど除去され、その後はBOD除去速度は非常に遅くなる。
- (3) MLSS中の炭水化物の含有率は、流入水中の炭水化物濃度が低いため、エアレーションタンクの各地点において16%前後とほぼ一定である。
- (4) MLSS中の蛋白質の含有率は、BOD除去量の多いばっ気槽前半で1度低い値となり、その後流下方向に従って回復する。これはBOD摂取により汚泥中の蓄積物量が多くなり蛋白質の含有率が低下するが、その後蓄積物の代謝により蛋白質の含有率が再び高くなるためと理解される。したがって、エアレーション時間には、流入水負荷量との関係において、この汚泥性状の回復の期間をも含めて設計・操作するべきである。
- (5) 汚泥の内生呼吸速度は、蓄積物の新陳代謝に支配されと考えられるが、MLSS中の蛋白質の含有率と負の相関がある。したがって、この値が小さくなることによって、活性度の回復を知ることができる。ただ、空ばっ気時間が長くなると、汚泥中に不活性な部分が多くなり、別の意味で汚泥の内生呼吸速度は小さい値となる。

そして、第三節で展開した数理モデル式により、処理特性のシミュレーション計算を行ない、エアレーションタンク流下方向の基質の摂取や代謝等の上記処理特性を十分に表示しうることを示した。また、この数理モデル式により、実際の都市下水処理場を対象として、流入水質の変動に対する標準活性汚泥法の応答のシミュレーションを試み、提示モデルにより十分応答を予知できることを示すとともに流入水質の変動により影響を受ける基本因子に関する検討を行い、つぎのような結果を得た。すなわち、(1)都市下水に対する標準活性汚泥法の設計基準 ($0.3 \text{ kg BOD/kg MLSS/day}$, $T = 6.4 \text{ hr}$, $MLVSS = 2,000 \text{ mg/l}$, $r = 0.25$) に基づく操作では、BODはエアレーションタンクの中程ではほとんど除去が完了するが、汚泥中の蓄積物の代謝は、エアレーションタンクの後半においてもかなりの程度行われ、BODの摂取に比較して流出端の方へずれる。しかしながら、流出端ではほとんど代謝が完了し、基質除去活性度 λ は

0.97 まで回復し、また沈降性の良い汚泥が得られることが示される。(2)上記の標準の操作条件で操作されている系に水質負荷変動を与えた場合は、1.5 kg BOD/kgMLSS/day 程度の負荷となっても、汚泥の沈降性の悪化による操作困難な状態が生じなかったが、エアレーションタンクの前半においてはかなりの汚泥中蓄積物の増加があり、これによる微生物集団の変化、および溶存酸素の面等からの検討が必要である。(3)流入水 BOD が 12 時間周期で正弦関数的に変化（最高は平均の 1.75 倍）する場合には、系は操作困難な状態とならずに良好に応答する。

第六節では、最終沈澱池における濃縮係数について、第三節での最終沈澱池の解析に基づいて、実際の処理場でのデータを用いて検討を行ない、流入水量の変動下での濃縮率の取り扱いについて検討した。その結果、汚泥の沈降性の良好な場合は濃縮率 b は、汚泥の返送率 r を用いて $b = (1 + r) / r$ で近似的に示すことができ、また、流入水量の変動のある場合は、 r の値として 1 日の平均の値およびその時刻毎の値を用いて算出される各々の b の値の間として取り扱うことができることが示された。この結果に基づいて、流入水量の変動を伴う場合の完全混合型活性汚泥法の応答特性についてシミュレート計算により検討を行い、つぎのような知見を得た。すなわち、(1)処理操作に与える影響は、流入水量の変動によるものが流入水質の変動によるものより大きい。例えば、12 時間周期の流入水負荷（平均負荷率；0.3 kg BOD/kgMLSS/day，振幅；平均の 1.75 倍）の場合、水質のみの変動では系は良好に応答するが、水量のみの変動では汚泥の沈降性の悪化により操作困難な状態となる可能性がみられる。また、負荷はそのまま、流入水質が 1/2 で流入水量が 2 倍となる場合でも、操作困難な状態が生ずる。(2)負荷変動の影響について検討する場合は、そのピークの大きさとともにその継続時間や変動パターンが主要である。(3)汚泥返送率や滞留時間を大きくとることにより、負荷変動の影響をある程度は軽減しうる。

以上、流入水負荷変動の及ぼす活性汚泥法への影響について、実験ならびにシミュレーション計算により検討を加えたが、今後流入水量および水質の変動パターンの解析、最終沈澱池における汚泥の挙動のより詳細なデータの蓄積、および制御方式等を含めて、本章で示した手法の実際の処理場への適用性についてさらなる研究が必要であろう。

第五章 藻類の増殖過程における基質の摂取ならびに 代謝に関する動力学モデル

第一節 概 説

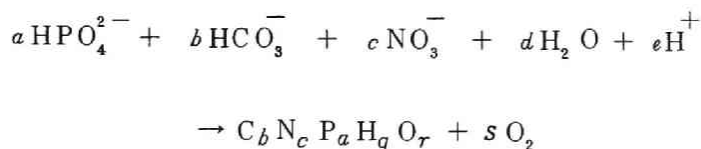
現在日本各地の湖沼においては、窒素や磷等の栄養塩濃度の増加および藻類量の増加等の富栄養化現象が顕著になり、飲料水や生活環境へ悪影響を及ぼしている。これらの現象把握および制御のために、藻類増殖の潜在能力の評価 (AGP 試験) や栄養塩を添加することによる藻類の増殖の制限物質の把握に関する研究が行なわれつつある^{14)~17)}。しかしながら、水中の栄養塩濃度と藻類増殖との関係については明確には把握されていない。

本研究は、*Chlorella* sp. を対象として、藻類の増殖特性、これに伴う窒素および磷の摂取特性、および藻類の増殖特性に及ぼす窒素ならびに磷濃度の影響を、とくに藻類中の化学的組成の変動に注目して把握する目的で実験による検討を行なうとともに、これらの現象特性を表示しうる栄養塩の摂取、光合成、ならびに代謝に関するモデルの展開を試みたものである。

第二節 文献的考察

藻類の増殖に影響を及ぼす因子としては、栄養塩の他に光、温度、pH 等があり複雑である。また栄養塩としても、窒素や磷の他に炭酸、ビタミン類、金属類、有機炭素等が関与している。しかしながら、自然水域における藻類増殖制限栄養塩としては、窒素や磷である場合が多く、本研究ではこれらの影響に関して考察を試みる。

藻類の主要成分を C, N, P, H, O と考えると、栄養塩の摂取に伴う藻類の増殖は概念的につぎのように表わされる¹²⁾。



藻類の化学的組成として、海洋性のプランクトンに関するものではあるが、Parsons T. R. 等が測定した結果を⁸³⁾表 5-1 ~ 5-3 に示す。これらの表よ

り、藻類の大半は蛋白質と炭水化物により構成され、またクロロフィル等の色素は乾燥重量の1～2%前後含まれることがわかる。そして、含有炭水化物の大半はグルコース、ガラクトースおよびリボースであるが、とくにグルコース量は多く、含有単糖類中の50～80%を占めることも知られる。

表5-1 藻類の化学組成 (Parsons et al., 1961)

種 類	乾燥試料に対する%					
	蛋白質*	炭水化物	脂 肪	全色素**	灰 分	総 量
緑藻類 (CHLOROPHYCEAE)						
<i>Tetraselmis muculata</i>	52	15.0	2.9	2.1	23.8	96
<i>Dunaliella salina</i>	57	31.6	6.4	3.0	7.6	106
黄色鞭毛藻類 (CHRYSTOPHYCEAE)						
<i>Monochrysis lutheri</i>	49	31.4	11.6	0.8	6.4	99
<i>Syracosphaera carterae</i>	56	17.8	4.6	1.1	36.5	116
柱藻類 (BACILLARIOPHYCEAE)						
<i>Chaetoceros</i> sp.	35	66	6.9	1.5	28.0	78
<i>Skeletonema costatum</i>	37	208	4.7	1.8	39.0	103
<i>Coscinodiscus</i> sp.	17	4.1	1.8	0.5	57.0	81
<i>Phaeodactylum tricornutum</i>	33	24.0	6.6	2.9	7.6	73
渦鞭毛藻類 (DYNOPHYCEAE)						
<i>Amphidinium carteri</i>	28	30.5	18.0	2.4	14.1	93
<i>Eurythra</i> sp.	31	37.0	15.0	1.1	8.3	92
粘藻類 (MYXOPHYCEAE)						
<i>Agmenellum quadruplicatum</i>	36	31.5	12.8	1.5	10.7	93

* N × 6.25

** クロロフィルとカロチノイドとの総和

表 5-2 有機炭素に対する各態有機化合物の比と主要成分元素間の比

(Parsons et al., 1961)

種 類	蛋白質 [*] C	炭水化物 C	脂 肪 C	C P	C N	N P (原 子比)
緑藻類 (CHLOROPHYCEAE)						
<i>Tetraselmis maculata</i>	1.42	0.41	0.07	11	4.4	5.5
<i>Dunaliella salina</i>	1.43	0.80	0.15	12	4.3	6.1
黄色鞭毛藻類 (CHRYSTOPHYCEAE)						
<i>Monochrysis lutheri</i>	0.94	0.59	0.22	19	6.8	5.8
<i>Synechospira carterae</i>	1.41	0.45	0.12	33	4.4	17.4
月藻類 (BACILLARIOPHYCEAE)						
<i>Chaetoceros</i> sp.	1.12	0.22	0.21	21	5.5	8.3
<i>Skeletonema costatum</i>	1.38	0.79	0.17	15	4.4	7.7
<i>Coscinodiscus</i> sp.	1.08	0.27	0.11	40	5.9	15.0
<i>Phaeodactylum tricornutum</i>	0.88	0.64	0.17	19	7.0	5.9
渦鞭毛藻類 (DYNOPHYCEAE)						
<i>Amphidinium carterii</i>	0.69	0.75	0.44	37	9.0	13.2
<i>Eucotella</i> sp.	0.70	0.84	0.34	34	8.9	12.3
粘藻類 (MYXOPHYCEAE)						
<i>Agmenellum quadruplicatum</i>	0.86	0.75	0.31	30	7.2	10.6

* N×6.25

表 5-3 藻類の炭水化物組成 (Parsons et al., 1961)

種 類	乾燥試料に対する %										
	相対全 炭水化物 組成に 対する	グル コ ース	ガラ クト ース	マン ノ ース	リ ボ ース	キシ ロ ース	アラ ビ ノ ース	ラム ノ ース	フ コ ース	フラ クト ース	ヘキ ソ サ ミン
緑藻類 (CHLOROPHYCEAE)											
<i>Tetraselmis maculata</i>	12.6	11.9	2.3		0.95	—	—	—	—	—	+
<i>Dunaliella salina</i>	9.8	17.2	11.8	—	1.7	—	—	—	—	—	+
黄色鞭毛藻類 (CHRYSTOPHYCEAE)											
<i>Monochrysis lutheri</i>	3.6	22.1	4.4		1.3	3.5	—	—	—	—	+
<i>Synechospira carterae</i>	1.7	9.2	7.1		1.5	0.8	1.9	—	—	—	+
月藻類 (BACILLARIOPHYCEAE)											
<i>Chaetoceros</i> sp.	22.8	3.3	1.5	0.79	0.71	0.4	—	2.8	+	—	+
<i>Skeletonema costatum</i>	9.6	16.4	1.8	0.87	1.2			1.0	0.9	—	+
<i>Coscinodiscus</i> sp.	29.0	2.1	0.4	0.41	+			0.7	0.5	—	+
<i>Phaeodactylum tricornutum</i>	2.5	10.7	2.7	3.7	0.72	0.7	—	1.5	—	—	+
渦鞭毛藻類 (DYNOPHYCEAE)											
<i>Amphidinium carterii</i>	2.0	19.0	8.4		0.9	—		+	—	—	—
<i>Eucotella</i> sp.	37.0	26.8	8.3		+	+	+	+	—	—	—
粘藻類 (MYXOPHYCEAE)											
<i>Agmenellum quadruplicatum</i>	17.4	17.4	3.2		1.5	—	—	—	3.5	0.3	+

+ 検出されたが定量不可。

— 検出不可。

藻類の組成式として、Redfield, A.C.等は海洋性のプランクトンの場合について $C_{106} N_{16} P_1 H_{263} O_{110}$ を与えており、^{40, 42)} 淡水性の藻類についても同一の組成式が用いられている。⁸⁴⁾ Richards, F.A.等はプランクトン中の炭素、窒素および磷はそれぞれ炭水化物、アミノ基およびオルト磷酸として存在するものとしてプランクトンの示性式を $(CH_2O)_{106} (NH_3)_{16} \cdot H_3PO_4$ で表示することを提唱している。⁴⁰⁾

しかしながら、これらの組成比は藻類種により異なり、また同一の藻類でもその増殖過程や栄養条件により異なることが知られている。^{5, 41~43)} 藻類はその増殖過程において細胞外の磷を細胞中に蓄積し、細胞外の磷が枯渇した後も蓄積の磷により増殖でき、その蓄積量は最少必要量の数倍に達することが知られており、^{5, 8, 41~44)} またある種の藻類は無機体の窒素も蓄積することも知られている。栄養塩が十分にあり対数増殖相にある藻類は、乾燥重量の70%以上蛋白質を含有し、クロロフィルaや核酸を多く含有しているが、一方、窒素欠乏条件下の藻類は蛋白質含有率は10%以下となり、クロロフィルaや核酸の含有量も少なくなり、脂質や炭水化物が多量に蓄積されることが知られており、また磷欠乏条件下でも同様の状態が生ずることも知られている。^{8, 41)} したがって、これらの現象を経時的に把握することは、藻類の増殖特性、窒素および磷の摂取特性、窒素および磷濃度の影響を考察する上で重要であり、また藻類増殖の動力学モデルの構成において不可欠であると考えられる。

表 5-4 クロレラ種の好適な培養条件

条 件	好 適 範 囲
照 度	4000 ~ 10000 lux
温 度	25℃
pH	4 ~ 8
攪 拌	通気あるいは振盪
培養液主成分	N, P, Mg, S, K, Ca等

第三節 藻類の増殖特性に関する実験的検討

(1) 実験方法

実験は、多摩川より分離・純粋培養を行なった *Chlorella* sp. を対象に行なった。クロレラ種の一般に知られている好適な培養条件を表 5-4 にまとめて示す。^{8, 5)} 本研究では、150 ml の L 字管を用いて、一定温度、一定照度、24 時間明の条件下で、Detmer の培地を基礎とした培地を用いて、振盪培養実験を行なった。実験は F 社製の恒温恒光振盪培養庫(図 5-1)を用いて行なった。実験の手順は、図 5-2 に示すとおりであり、また実験条件は、表 5-5 に示す。窒素およびリンについては、Detmer 培地より窒素およびリン成分を除いたものに希望量の $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ および KH_2PO_4 を加えて条件設定を行なった。実験 No 1 および 2 はリン制限条件を、実験 No 3 および 4 は窒素制限を想定したものであり、また実験 No 5 は照度による影響を考察するために行なったものである。

図 5-2 に示す手順に従って振盪培養を行なり直前および振盪培養開始後所定の日数毎に、各々の実験条件の L 字管について、表 5-6 に示す項目に関して分析を行なった(1 回の測定毎に 1 本の培養管を培養庫よりとり出し分析を行なった)。栄養塩としての窒素およびリンについては藻類中の含有量も含めて、それらの追跡を行ない、そして藻類量はクロロフィル *a* で、光合成過程については炭水化物の挙動により把握を試みた。

(2) 実験結果および考察

(2-1) 増殖特性と栄養塩摂取特性

リン制限条件下での藻類増殖特性と栄養塩摂取特性を図 5-3 に示す。本研究ではバイオマスとしての藻類量をクロロフィル *a* で表わしたが、これは培養時間とともに急激な増加を示し、水中のリンが無くなると増加速度はゆるやかとなり、やがて平衡となる。この増加速度の低下は水中のリンの影響の他にも、スペース効果、藻類の増殖による培養管全体への光の透過率の減少および pH の上昇等の因子の影響も考えられる。^{8, 8, 6)} しかしながら、水中のリンが消失した後もクロロフィル *a* の増加は続いている。藻類中の炭水化物はクロロフィル *a* の増加に伴って増加しているが、クロロフィル *a* の増加が平衡となった時点で幾分増加量は大きくなる傾向が示されている。水中の $\text{NO}_3 - \text{N}$ は、クロロフィル *a* の

Detmer の培地より
窒素および燐を除い
た培地 (50 ml)

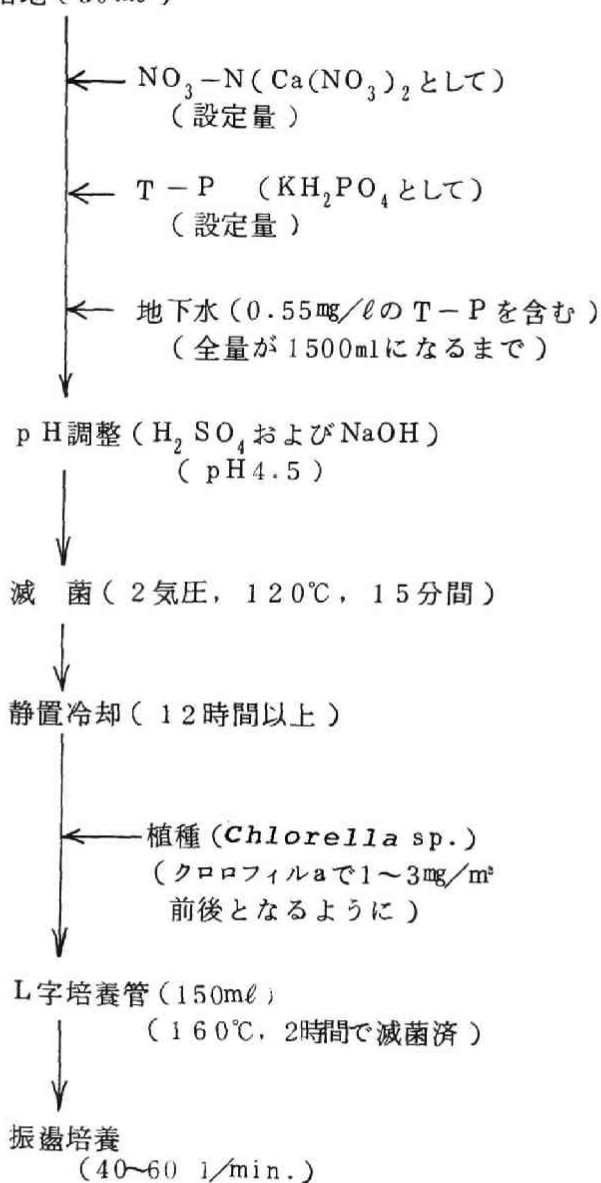


図 5-2 実験手順

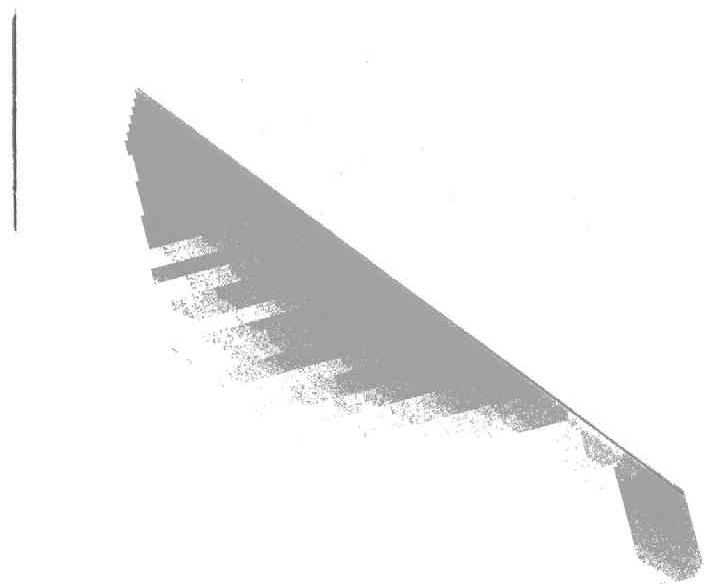


表 5 - 5 実 験 条 件

実験 №	初 期 濃 度		初 期 N/P 比	温 度 (℃)	照 度 (lux)
	NO ₃ -N(mg/l)	T-P(mg/l)			
1	(1) 23.0	1.93	11.9	25	6000
	(2) 23.2	1.00	23.9		
	(3) 21.9	0.49	44.7		
2	(1) 15.3	1.76	8.69	25	6000
	(2) 15.4	1.20	12.8		
	(3) 14.5	0.64	22.7		
3	(1) 3.65	1.75	2.09	25	6000
	(2) 3.85	1.05	3.67		
	(3) 3.70	0.55	6.73		
4	(1) 2.40	6.10	0.39	25	6000
	(2) 1.00	6.20	0.16		
	(3) 0.47	6.40	0.073		
5	(1) 16.2	2.08	7.79	25	9000
	(2) 16.2	1.07	15.1		
	(3) 16.0	0.61	26.2		

表 5 - 6 測 定 項 目 お よ び 測 定 方 法

試 料	項 目	測 定 方 法
溶 解 性 (0.45 μ メンブラン フィルター ろ液に対して)	T-P (64)	HCl O ₄ による分解併用のモリブデン酸青法
	NO ₃ -N (64)	フェノールジスルホン酸法
	NO ₂ -N (63)	GR 試薬法
	NH ₃ -N (64)	チルマン変法
	ケルダールN (64)	ケルダール法
	炭水化物 (60)	硫酸アンスロン法 (グルコース基準)
藻 類	クロロフィル ^{41, 85)} a	0.45 μ メンブランフィルター過によるアセトン抽出法
	T-P * (64)	HCl O ₄ による分解併用のモリブデン酸青法
	ケルダールN* (64)	ケルダール法
	炭水化物 * (60)	硫酸アンスロン法 (グルコース基準)
	SS (64)	0.45 μ メンブランフィルター 法
混 合 液	pH	pH メータ

* 混合液での値より溶解性の値を差引いて計算

増加に伴って摂取され減少している。溶液中の全磷も藻類の増殖に伴って摂取されているが、増殖曲線の中で摂取されてしまっていることが示されている。

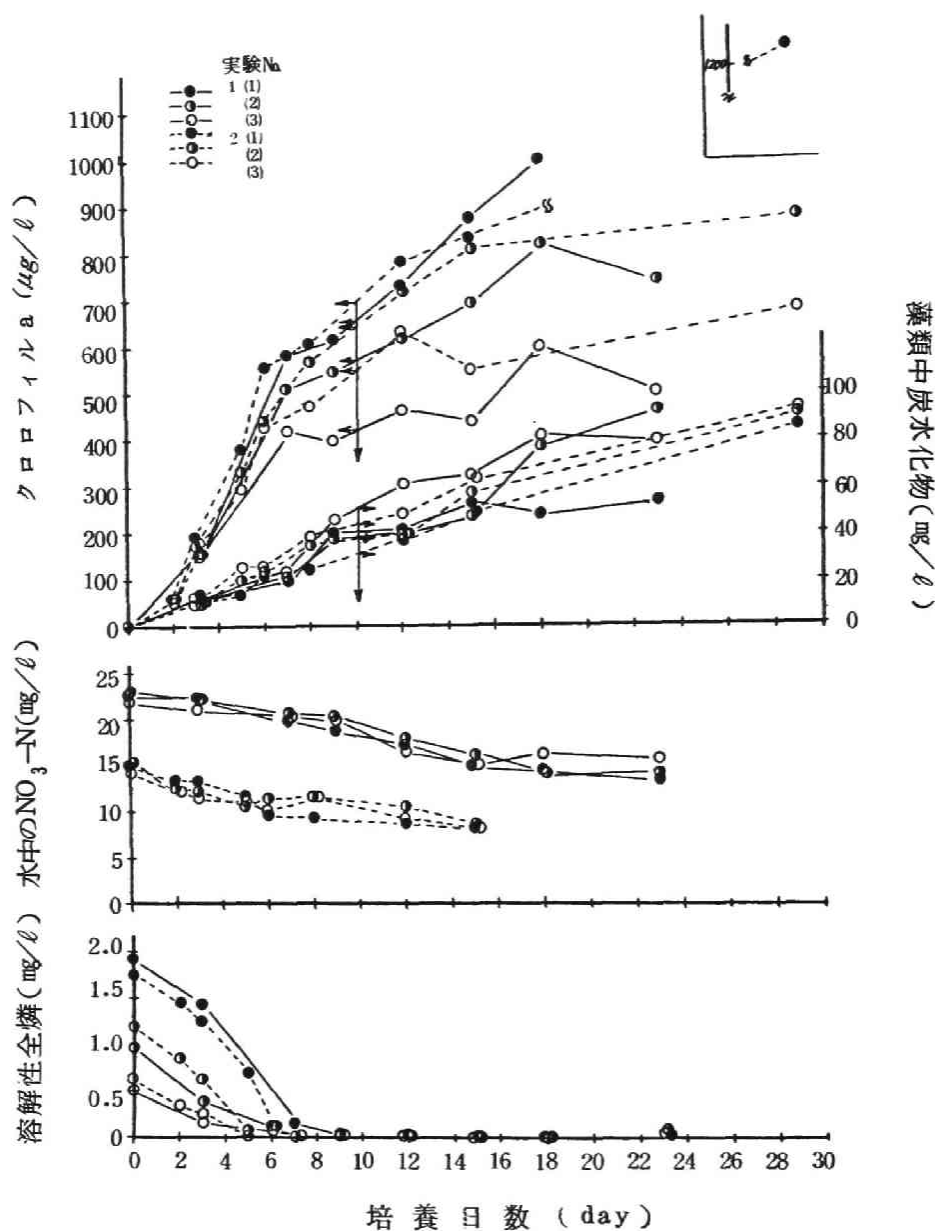


図 5-3 磷制限条件下における増殖特性と栄養塩摂取特性

窒素制限条件下での藻類増殖特性と栄養塩摂取特性を図5-4に示す。この場合には、クロロフィルaの増加は水中の $\text{NO}_3\text{-N}$ が無くなると止まり、その後減少する傾向にある。藻類中の炭水化物はクロロフィルaの増加が止まった後も増加し、藻類中に蓄積している。そして、それはやがて藻類の活性がなくな

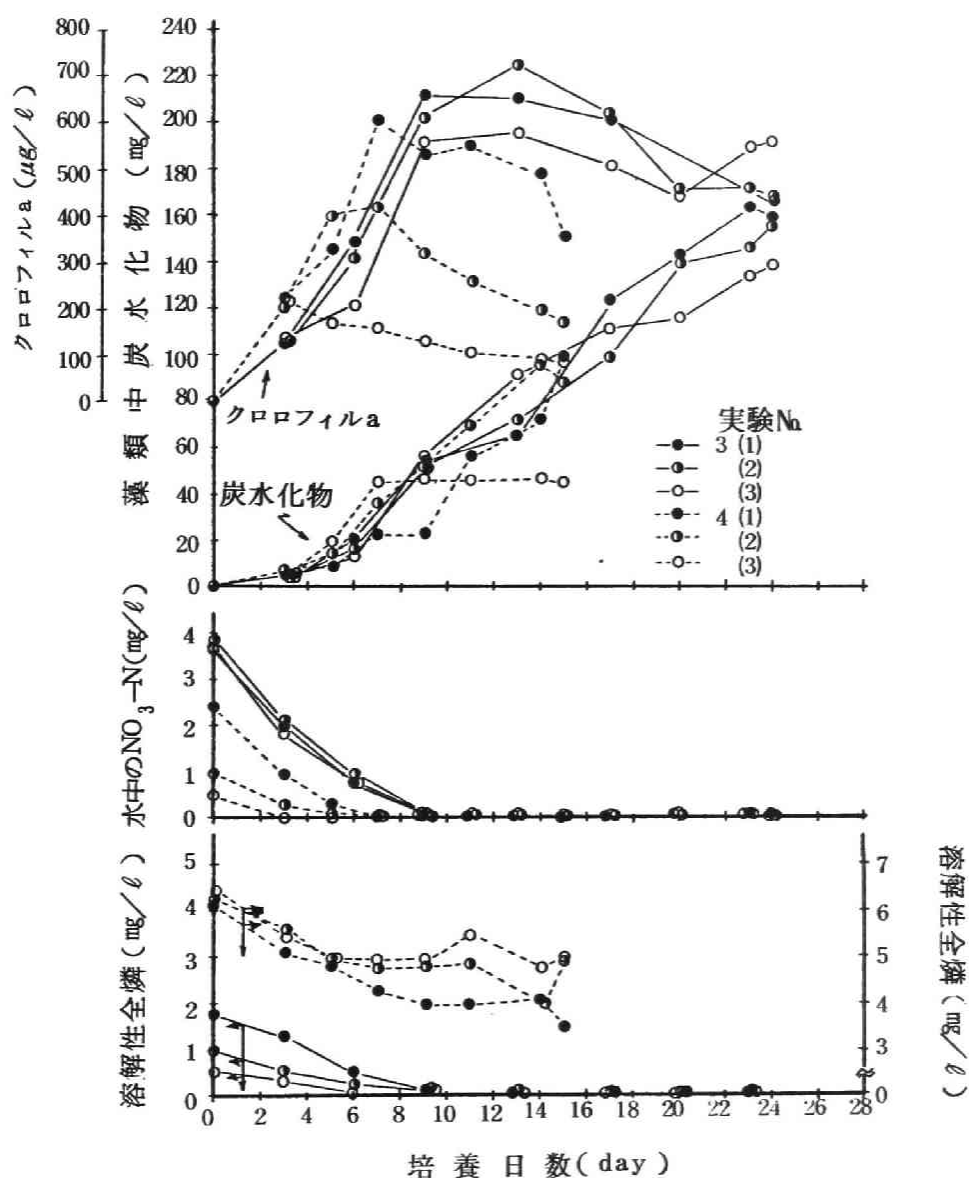


図5-4 窒素制限条件下における増殖特性と栄養塩摂取特性

なる（観察的には藻類混合液が白濁してくる）と、一定となる傾向にある。水中の NO_3-N は藻類の増殖に伴なって摂取されてしまっていることが示されている。水中の全磷は藻類の増殖に伴なって減少している。

混合液中の pH は、いずれの場合も藻類が増殖するにつれて増加し、培養日数 7 日前後で平衡となり、その後クロロフィル a が減少し始めると低下する傾向にあった。平衡時の pH は、クロロフィル a の増加が大きい程高い傾向にあり、その値は 7.0 ～ 9.8 の範囲であった。

水中の NH_3-N 、 NO_2-N およびケルダール N は若干存在したが、培養期間を通じてそれらの値は $0.5\text{mg}/\ell$ 以下であった。

9000 lux の照度の条件下での実験 No 5 においては、クロロフィル a の増加速度が 1.2 倍程度速くなった以外は、6000 lux、での実験と同様の傾向が示された。

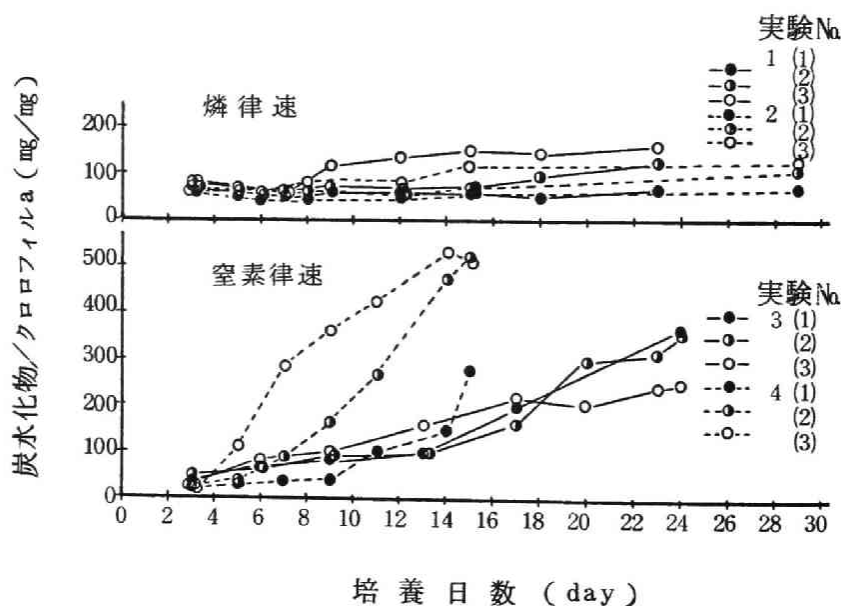
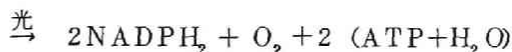
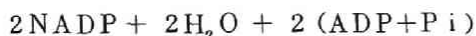


図 5-5 藻類中の炭水化物の挙動

(2-2) 藻類中の炭水化物の挙動

藻類中の炭水化物含有率の挙動を図5-5に示す。藻類が活発に増殖している時期の炭水化物含有率は40～50 (mg炭水化物/mgクロロフィルa)前後であるが、栄養塩が欠乏し増殖が鈍くなると増加する。とくに、窒素が制限条件である場合には、この傾向は顕著である。図5-6、5-7には、クロロフィルaの増加が停止した時期の炭水化物の藻類中での蓄積状態、およびクロロフィルaの増加が停止した時の藻類中の全磷の含有率と藻類中への炭水化物の蓄積速度との関係を示してある。この場合の炭水化物蓄積速度は光合成速度であると近似的に考えうるがこの値は磷含有率が高くなるにつれて大きくなることが示されている。これは例えば次式の如き光磷酸化反応により生成されるATPを用いて炭酸固定が生ずるので、磷含有率により光合成経路で刺激を受けるものと考えられる。



Pi: 無機リン, NADP: ニコチンアミドアデニンジヌクレオチドリン酸

ATP: アデノシン3リン酸 ADP: アデノシン2リン酸

(2-3) 藻類の増殖と栄養塩の摂取

水中の磷は藻類の増殖に伴って摂取されるが、その摂取は一様ではなく、図5-8に示すように、藻類中の磷含有率も変化する。すなわち、水中の磷が豊富にある場合には磷含有率は大きく、水中の磷が欠乏してくると磷含有率は小さくなり、一定値(0.7 mg磷/mgクロロフィルa)に漸近することが図5-8に示されている。これは前述のように藻類は増殖必要量以上に磷を細胞内に蓄積し、水中の磷が欠乏しても細胞中の蓄積磷により増殖することを裏付けしており、この現象は図5-3においても示されている。また本研究の培養条件下および期間においては、クロロフィルaが低下し始めても、一度藻類中に取り込まれた磷の水中への溶出は観察されなかった。これは、高pHによる磷の凝集等による影響も考えられ、図5-8で示される実験No 4での極端に高い磷含有率はクロロフィルaの減少によるものであろう。

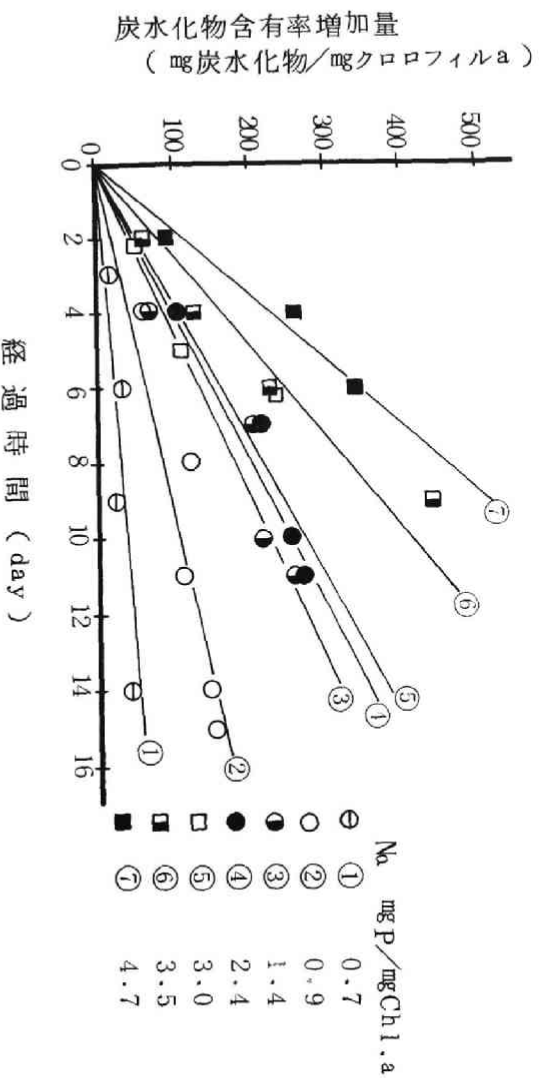


図 5-6 炭水化物の藻類中での蓄積状態

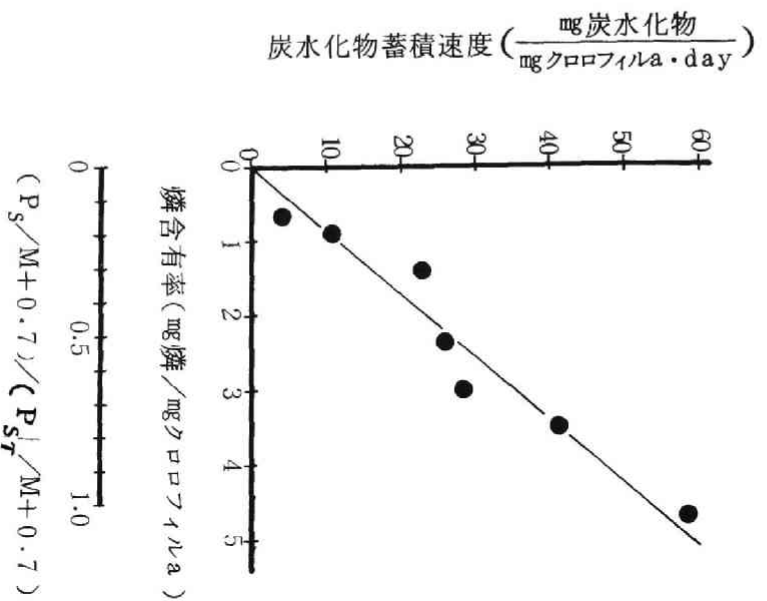


図 5-7 炭水化物蓄積速度と磷含有率

クロロフィル *a* と藻類中のケルダール窒素との関係を図 5-9 に示すが、両者の間には直線的関係があり、藻類中の窒素含有率は 7.2 ($\text{mg N}/\text{mg}$ クロロフィル *a*) であることが示されている。水中の $\text{NO}_3\text{-N}$ の摂取量とクロロフィル *a* の増加量との関係を示したのが図 5-10 である。両者の間には直線的関係が

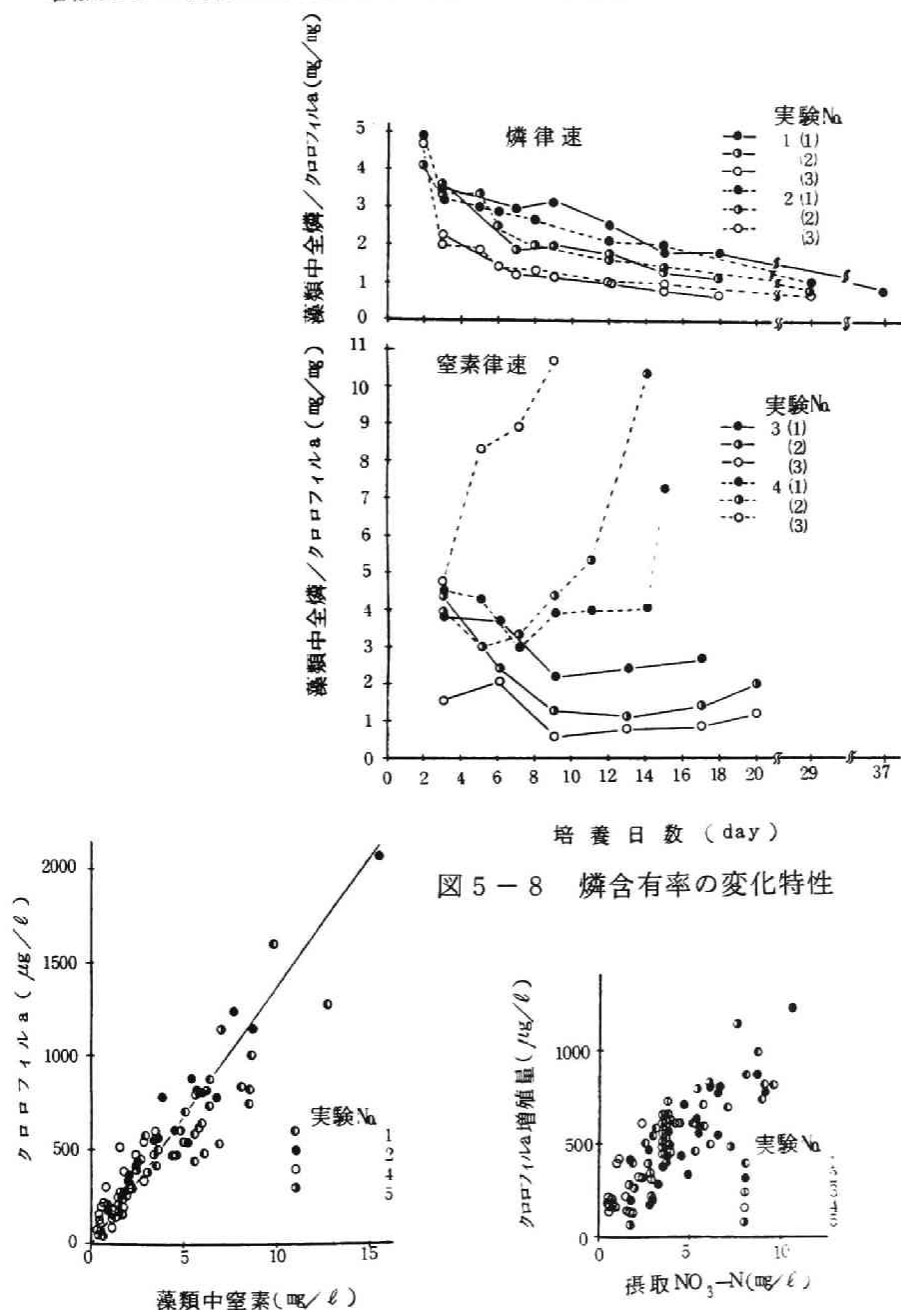


図 5-8 磷含有率の変化特性

図 5-9 クロロフィル *a* と藻類中窒素

図 5-10 クロロフィル *a* 増殖量と摂取 $\text{NO}_3\text{-N}$

あり、増加クロロフィル a に対する摂取 $\text{NO}_3 - \text{N}$ の量は、藻類中のケルダール窒素含有率とほぼ同じ値であることが示されている。これより、本実験条件下では、窒素は藻類中には増殖必要量以上にはあまり蓄積されることなく必要に応じて摂取され、図 5-4 に示されるように水中の $\text{NO}_3 - \text{N}$ 欠乏状態になると増殖が停止するものと考えられる。

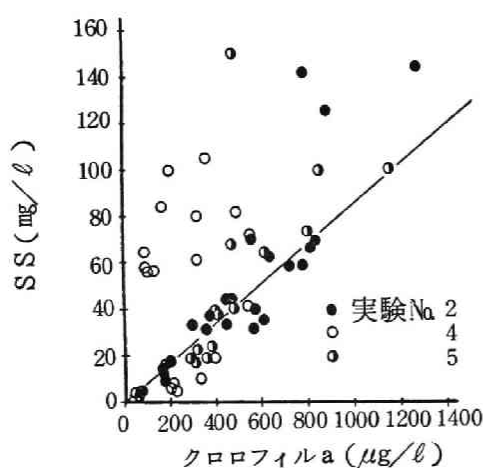


図 5-11 SS とクロロフィル a

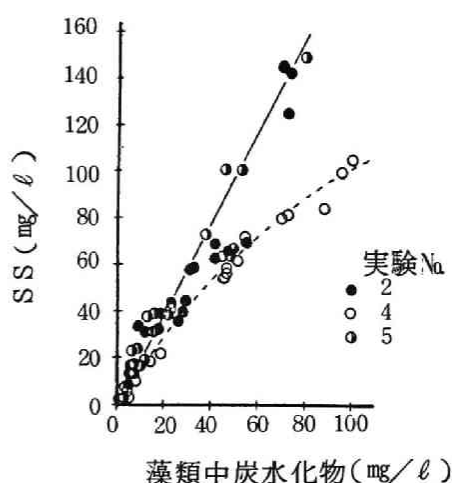


図 5-12 SS と藻類中炭水化物

(2-4) 浮遊物質 (SS) の挙動

混合液中の SS 濃度は、培養日数を経過するにつれて増加し、クロロフィル a の増加が停止した後も、鈍くはなったが、炭水化物の増加を反映して増加が維持された。SS とクロロフィル a との関係を示したのが図 5-11 であるが、この図に示されている直線はクロロフィル a が増加し藻類中の炭水化物含有率が一定である時期のプロットより得られた両者の関係を示したものであり、両者の間には直線的関係があり、SS 中のクロロフィル a 含有率は 0.012 (mg クロロフィル a / mg SS) であることが示されている。また栄養塩が欠乏してきた後のプロットは、図 5-11 に示される直線より左上にずれてき、SS はクロロフィル a 以外のものによる支配もあることがうかがえる。SS と藻類中の炭水化物との関係を示したのが図 5-12 である。この図において、実線は栄養塩が豊富で増殖が活発な場合のプロットに対応するものであるが、これより SS 中の炭水化物 (グルコース基準) の含有割合は 0.55 (mg 炭水化物 / mg SS)

であることが知られ、また栄養塩欠乏状態になるとSSは炭水化物量にも大きく支配されることの傾向(点線)が示されている。

Chlorella sp. について栄養状態が欠乏状態でない場合(特に窒素について)に求められたSS中のクロロフィルaの含有率 $0.012 \text{ (mgクロロフィルa / mg SS)}$ はParsons T. R.⁸³⁾らが海洋性のプランクトンについて求めた値($0.005 \sim 0.03 \text{ mg全色素 / mg SS}$)と良く一致し、また炭水化物含有率については本実験では $0.55 \text{ (mg炭水化物 / mg SS)}$ となり、彼らの示した値($0.04 \sim 0.37 \text{ mg炭水化物 / mg SS}$)と比し若干高いがほぼ同等の値である。

(2-5) 藻類の組成

以上の結果より、 磷の蓄積がない場合のN/P比は 10.3 (mg / mg) であり栄養塩のバランスがとれていて炭水化物の細胞内の蓄積がない場合の窒素および磷の藻類中乾燥重量当たりの含有率は各々 8.6% および 0.84% でありRedfield, A. C.等の示した値(各々 6.3% および 0.90% ^{40, 42, 84)})と同程度である。しかしながら磷の藻類中への蓄積を考慮するとN/P比は、磷が十分存在するときの約 1.7 (Nmg / Pmg) より、磷が最少必要量のみ存在するときの 10.3 (Nmg / Pmg) までの間で変動することが本研究結果より得られる。また炭水化物の蓄積を考慮すると窒素および磷のSS中の含有率は上記の値より低い値となることが考えられる。

以上、 *Chlorella* sp. を対象として、藻類の増殖特性およびこれに及ぼす窒素ならびに磷濃度の影響に関して実験による検討を試みたが、これらの考察においては、光合成過程、栄養塩摂取過程および新陳代謝(細胞合成)過程の把握が重要であり、藻類増殖に関する動力学モデルの展開においてもこれらの各過程を表示することが重要であると考えられる。以下、本実験の結果ならびに文献的考察をもとに、藻類の増殖に関する動力学モデルの展開を試みる。

第四節 栄養塩の摂取ならびに藻類の増殖に関する動力学モデルの展開

(1) モデルの概要

藻類の増殖過程に関する動力学モデルの模式図を図5-13に示す。本モデルは主に光合成過程、磷および窒素の摂取過程、および新陳代謝過程により構成される。

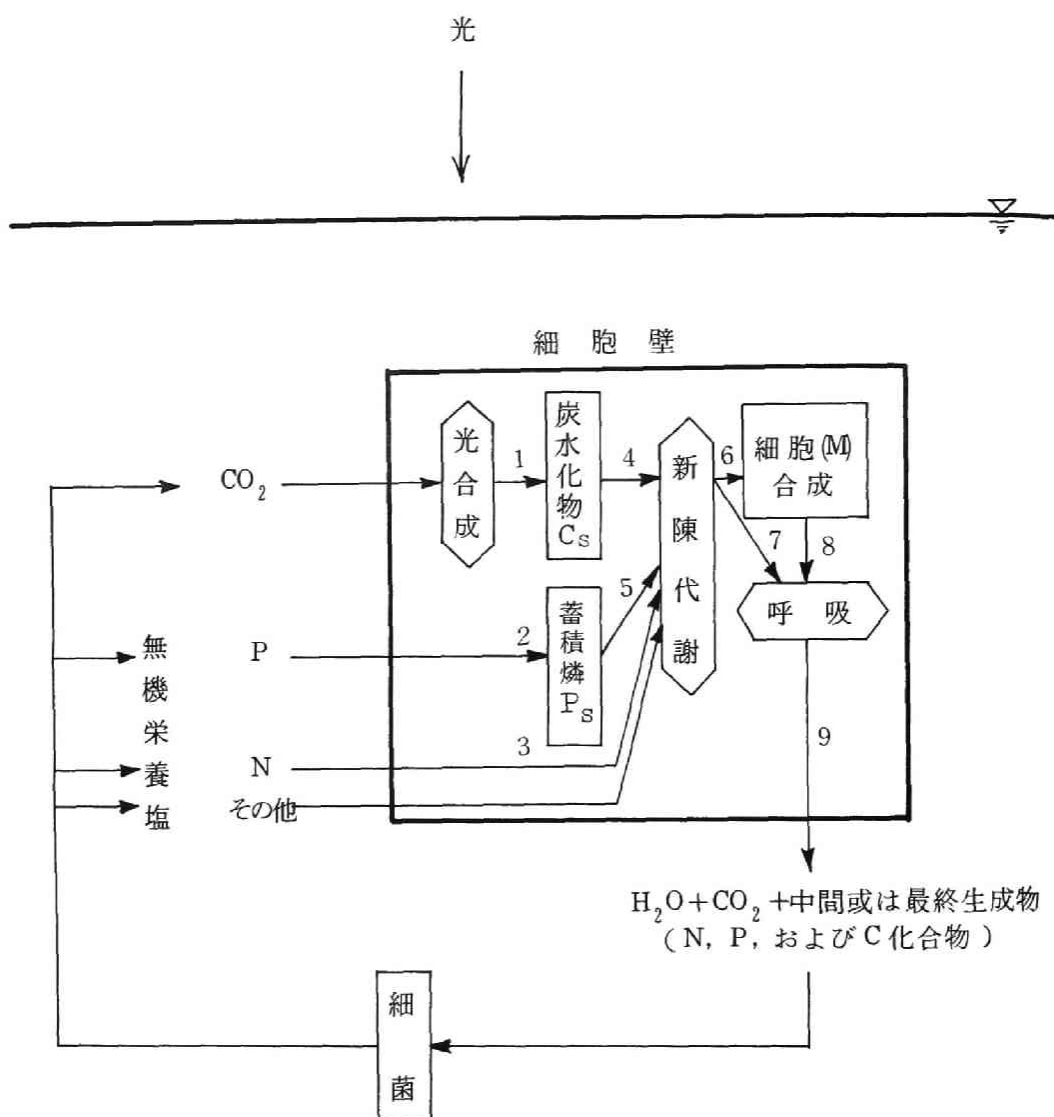


図5-13 藻類の栄養塩摂取・増殖モデルの概念図

藻類は次式^{21,22)} に示すように光のエネルギーによって水中の炭酸ガスより炭水化物を合成し細胞内に貯蔵する（経路1、光合成過程）。



そして、この炭水化物が有機基質として新陳代謝（経路4）され、藻類のエネルギー獲得のための呼吸に（経路7）、一部は得られたエネルギーを用いての細胞合成（経路6）に使われる。

栄養塩の磷および窒素については、実験結果に基づいて、磷については細胞内での蓄積を考え、窒素については細胞合成に従って摂取され则认为る。すなわち、媒体中の無機態の磷は細胞内に一度蓄積され（経路2）、そしてこの蓄積された磷は光リン酸化反応にも用いられるが、主として炭水化物を用いての新陳代謝経路（経路5）にまわされ、細胞構成因子あるいは微生物増殖のためのエネルギー源としての高エネルギー化合物である ATP 等の合成のために用いられる（経路6）。

また、媒体中の無機態の窒素は細胞合成経路（経路6）における蛋白質合成の原料として必要量のみ摂取される（経路3）。

細胞の一部は自家呼吸により自己分解する（経路8）。

呼吸によって生成した中間生成物の不要物、最終生成物、 H_2O あるいは CO_2 などは細胞外の媒体中に放出され（経路9）、バクテリアの分解等を径て再び藻類に摂取される。

なお、本解析においては、窒素および磷以外の栄養塩（ CO_2 を含む）は十分に存在し、必要に応じて摂取されるものとする。

(2) モデルの定式化

(2-1) 光合成過程（経路1）

光合成速度は光、温度、pH、等の外部環境因子により大きく影響を受けるが、図5-7に示されるように藻類中の磷含有率に刺激されるので比例型で示し、次式で表わす。

$$R_{ph} = f_p(\text{光, 温度, } \dots) \times \frac{P_{S/M} + P_o/M}{P_{ST/M} + P_o/M} \times M \times \beta \quad (5-1)$$

ここで、 R_{ph} ; 光合成速度、(炭水化物 $mg/\ell/day$)

f_p ; 光、温度等により影響を受ける光合成速度関数
(mg 炭水化物/ mg クロロフィル a/day)

P_S ; 系の中に存在する全細胞中に蓄積された無機態磷濃度
(以下 蓄積磷濃度と呼ぶ) (mg/ℓ)

P_{ST} ; 系の中に存在する全細胞中の無機態磷の最大可能蓄積容量
(以下 飽和蓄積磷濃度と呼ぶ)(mg/ℓ)

P_o ; 系の中に存在する全細胞の構成物としての有機態磷濃度
(mg/ℓ)

M ; 藻類細胞濃度 (mg/ℓ)

β ; 藻類が増殖するにつれて表われてくるスペース効果、光の透
過率および pH 等による影響を示す因子^{8,86)}

なお、この式では磷含有率を最大磷含有率で割算をして無次元表示をした。

本式で、 P_{ST} および P_o は藻類量 (M) の変化に伴って変化する変数であるが、 P_{ST}/M および P_o/M という形で表示すると、単位細胞内の飽和蓄積磷量および単位細胞内の構成磷量となり、同じ藻類種については一定値であると考えることができる。

(2-2) 磷の摂取過程 (経路2)

水中の磷が豊富に存在するときには必要以上の過剰の磷が摂取され細胞内に蓄積^{5,8,41,42,44)}されることが知られており、本研究での実験結果でも示されている。そして、その量は最少含有率の数倍に達することが示されている。本論文のモデルにおいては、細胞内に磷が蓄積され始めると同時に、この蓄積磷が新陳代謝経路で使われ始めると考え、細胞内での磷の蓄積含有率は種類特有の上限があるとして飽和蓄積磷含有率 (P_{ST}/M) を仮定し、そして媒体中の磷の摂取速度は蓄積磷の不飽和量に支配されると考えると、次式が得られる。なお、栄養塩摂取速度は媒体中の栄養塩の濃度に関する Michaelis-Menten 型で表わされ

ることが多く、本モデルにおいてもその型での表示を行なう。

$$R_P = k_2 \frac{P}{K_P + P} \left(\frac{P_{ST}}{M} - \frac{P_S}{M} \right) \times M \quad (5-2)$$

ここで、 R_P ; 磷摂取速度 (磷 $mg/\ell/day$)

P ; 媒体中の磷濃度 (mg/ℓ)

k_2 ; 磷摂取速度定数 ($1/day$)

K_P ; 媒体中の磷に関する Michaelis 定数 (mg/ℓ)

(2-3) 窒素の摂取過程 (経路 3)

本モデルでは、窒素に関しては細胞中での過剰蓄積は生じなくて細胞合成経路での必要量に応じて摂取されると考えており、媒体中の窒素摂取速度は次式で示される。

$$R_N = \alpha \ a_N \ a_C \cdot R_M \quad (5-3)$$

ここで、 R_N ; 窒素摂取速度 (N $mg/\ell/day$)

R_M ; 新陳代謝速度 (炭水化物 $mg/\ell/day$)

α ; 細胞内炭水化物のうち細胞合成のために使われる割合

a_N ; 換算係数 (mg 窒素 / mg 藻類)

a_C ; 換算係数 (mg 藻類 / mg 炭水化物)

(2-4) 新陳代謝過程 (経路 4)

細胞内炭水化物の新陳代謝によるエネルギー獲得および細胞合成の速度であるが、その原料の 1 部として使われる細胞内蓄積磷および媒体中の窒素にも関係している。したがって、新陳代謝速度を細胞内炭水化物の含有率および細胞内蓄積磷の含有率 (飽和蓄積磷含有率で除して無次元化する) の 1 次の項、ならびに媒体中窒素濃度に関する項 (Michaelis-Menten 型) によって表わすと、次式となる。

$$R_M = k_4 \frac{C_S}{M} \frac{P_{ST}/M}{P_{ST}/M} \frac{N}{K_N + N} \times M \times \beta \quad (5-4)$$

ここで、 k_4 ; 新陳代謝速度定数 (1 / day)

C_S ; 細胞内炭水化物濃度 (mg / ℓ)

N ; 媒体中空素濃度 (mg / ℓ)

K_N ; 媒体中空素濃度に関する Michaelis 定数 (mg / ℓ)

(2-5) 細胞合成過程 (経路 6)

細胞合成速度 R_a は、新陳代謝速度を用いてつぎのように示すことができる。

$$R_a = \alpha \cdot a_C \cdot R_M \quad (5-5)$$

(2-6) 自己分解過程 (経路 8)

自己分解速度は一般に細胞量に関する一次式で表わされる。^{8,10,11~15,48)}すなわち、

$$\frac{dM}{dt} = -k_6 M \quad (5-6)$$

ここで、 k_6 ; 自己分解速度定数 (1 / day)

と示される。そして、細胞を構成する磷および窒素はこの速度に比例した速度で細胞外に溶出する。

(2-7) スペース効果等を示す因子, β

藻類の増殖に伴って生じてくる密度効果、光の透過率、pH の影響等を示す阻害項であり、^{8,86)}本モデルでは光合成の項および新陳代謝の項に関与すると考えている。この項の式示については篠崎は $(1 - M / M_{max})$ の形で影響するとしているが、⁸⁸⁾例えば光の透過率はクロロフィル a が $200 \mu\text{g}/\ell$ 前後になると影響を及ぼす程度に減少するというように、ある藻類濃度以上になると影響が生じてくるという ⁸⁸⁾Wiegert, R.G.⁴⁸⁾ の示したと同じ型の式 (表 1-2 参照) を用いる。すなわち、

$$\beta = (1 - \left[\left[\frac{M - M_C}{M_{max} - M_C} \right] \right]_+) \quad (5-7)$$

$$\text{ただし, } \left[\left[\cdot \right] \right]_+ = \begin{cases} \cdot, & \left[\left[\cdot \right] \right] > 0 \text{ のとき} \\ 0, & \left[\left[\cdot \right] \right] \leq 0 \text{ のとき} \end{cases}$$

ここで, M_{max} ; 最大可能藻類濃度 (mg/ℓ)

M_C ; スペース効果が効き始めるときの藻類濃度 (mg/ℓ)

(2-8) 各状態変数の変動

以上の速度式を用いて各状態変数はつぎのように示される。

細胞内の光合成産物としての炭水化物

$$\frac{dC_S}{dt} = f_p \times \frac{P_S/M + P_o/M}{P_{ST}/M + P_o/M} \times M \times \beta - k_4 \frac{C_S}{M} \frac{P_S/M}{P_{ST}/M} \frac{N}{K_N + N} \times M \times \beta \quad (5-8)$$

媒体中の磷

$$-\frac{dP}{dt} = k_2 \frac{P}{K_P + P} \left(\frac{P_{ST}}{M} - \frac{P_S}{M} \right) M - a_P k_6 M \quad (5-9)$$

媒体中の窒素

$$-\frac{dN}{dt} = \alpha a_N a_C k_4 \frac{C_S}{M} \frac{P_S/M}{P_{ST}/M} \frac{N}{K_N + N} \times M \times \beta - a_N k_6 M \quad (5-10)$$

細胞中の磷 ($P_{cell} \text{ } mg/\ell$)

$$\begin{aligned} \frac{dP_S}{dt} = & k_2 \frac{P}{K_P + P} \left(\frac{P_{ST}}{M} - \frac{P_S}{M} \right) M - \alpha a_P a_C k_4 \frac{C_S}{M} \frac{P_S/M}{P_{ST}/M} \frac{N}{K_N + N} \\ & \times M \times \beta \end{aligned} \quad (5-11)$$

$$P_{cell} = P_S + P_o \quad (5-12)$$

藻類細胞

$$\frac{dM}{dt} = \alpha a_c k_4 \frac{C_S}{M} \frac{P_S/M}{P_{ST}/M} \frac{N}{K_N + N} \times M \times \beta - k_6 M \quad (5-13)$$

ここで, a_P ; 換算係数 (mg 磷 / mg クロロフィル a)

P_{cell} ; 細胞中磷濃度 (mg / ℓ)

第五節 実験結果によるモデル式の検討

栄養塩の摂取ならびに藻類の増殖に関する動力学モデルに基づいて実験結果を整理し、各々のモデル式の係数を求め、あわせてモデルの適合性の考察を試みる。これに際し、次のような考え方をした。

- (1) 藻類中の炭水化物量はすべて光合成産物としての炭水化物量を示す。
- (2) 活性を有する藻類細胞量はクロロフィル a で把握することができる。

(1) 各係数の算出

ここで提示したモデルにおいては関連した因子が多く、また関連する実験データも十分でないので、ここでは近似的に各係数の値を算出する。

1) 細胞構成有機態磷含有率 P_o/M と飽和蓄積磷含有率 P_{ST}/M の算出

P_o/M の値として、図 5-8 に示される磷欠乏条件下での漸近値 0.7 mg 磷 / mg クロロフィル a を用いることができると考えられる。

図 5-14 には媒体中の磷濃度と藻類細胞中磷含有率との関係を示してある。。。。この図より、

$$\left. \frac{P_{cell}}{M} \right|_{max} = 4.5 \quad (\text{mg 磷} / \text{mg クロロフィル } a)$$

であり、 P_o/M の値を用いて

$$\left. \frac{P_{cell}}{M} \right|_{max} - \frac{P_o}{M} = 3.8 \quad (\text{mg 磷} / \text{mg クロロフィル } a)$$

の値が得られる。

これは、磷の摂取速度と新陳代謝経路により用いられる速度とが釣り合った時の値であり、 P_{ST}/M に比べると幾分小さい値であるが、ここでは近似的にこの値を P_{ST}/M の値として用いることとする。

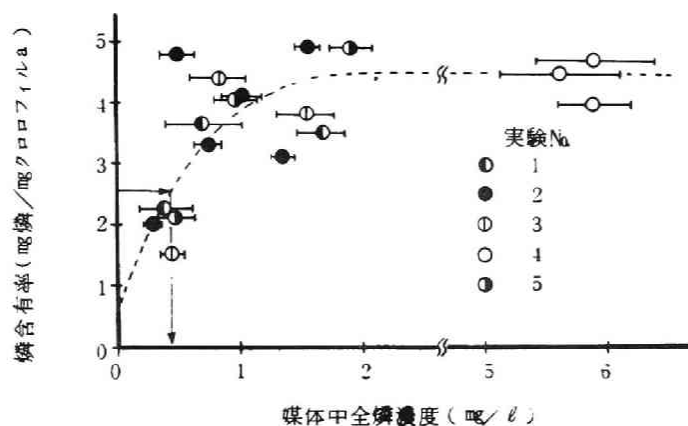


図5-14 媒体中磷濃度と藻類中磷含有率との関係

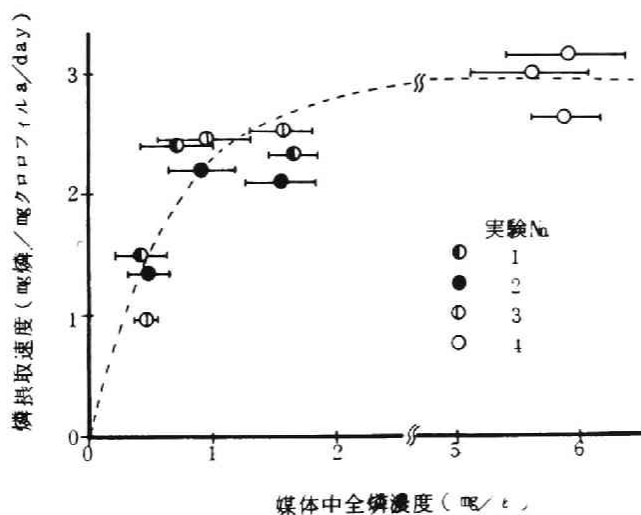


図5-15 媒体中磷濃度と磷摂取速度との関係
(培養初期3日間のデータ)

2) 速度定数の算出

光合成速度定数 f_p としては、図 5-7 において $P_{cell}/M=4.5$ (mg 磷/mg クロロフィル a) のとき、すなわち $(P_S/M+P_o/M)/(P_{ST}/M+P_o/M)=1$ のときの値 53.0 (mg 炭水化物/mg クロロフィル a /day) が得られる。この値は、媒体中の窒素が欠乏した状態の時および藻類が増殖した後で阻害因子 β が作用している時の値であり、実際の値より低い値であろうと考えられるが、ここではこの値を用いることとする。なお、実際の値を得るには、増殖初期において、 ^{14}C 法あるいは酸素法等により光合成速度を測定することが必要であろう。

磷摂取速度 R_p と媒体中磷濃度 P との関係を図 5-15 に示す。この場合、藻類量の増殖による変動が大きく、このことが磷摂取速度の算定に大きな影響を生じるので、実験初期の 3 日間のデータのみについて表示した。この図より、細胞内の磷の不飽和率が一定であるこの時期においては、磷の摂取速度は媒体中の磷濃度に関しては Michaelis-Menten 型で表示され、最大の磷摂取速度は $R_p = 2.95$ (mg 磷/mg クロロフィル a /day) であることが示される。そして、この実験開始後 3 日目の細胞内の磷の不飽和率は図 5-8 および P_{ST}/M の値より、1 (mg 磷/mg クロロフィル a) 程度であることが知られ、式 (5-2) より、 $k_2 = 2.95$ (1/day) が得られる。

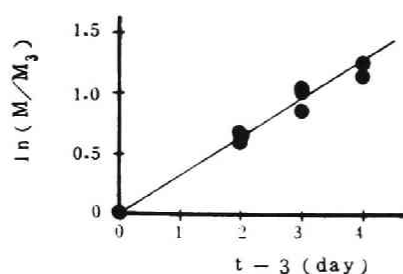


図5-16 培養日数3日から7日における藻類の増殖状態(実験No1および2)

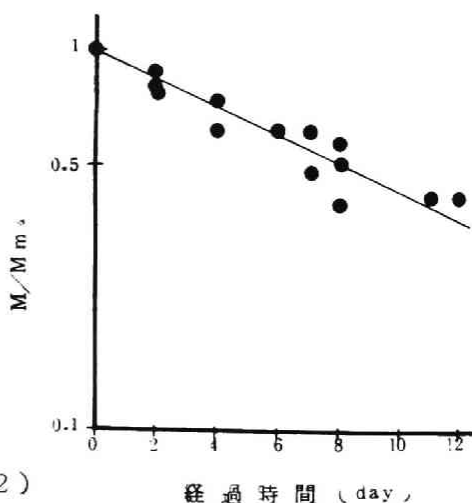


図5-17 藻類細胞の分解状態

新陳代謝速度定数 k_4 の値はつきのようにして算出する。式 (5-8) において、

$$\begin{aligned}\frac{1}{M} \frac{dc_S}{dt} &= \frac{d\left(\frac{c_S}{M}\right)}{dt} + \frac{c_S}{M^2} \frac{dM}{dt} \\ &= \frac{d\left(\frac{c_S}{M}\right)}{dt} + \frac{1}{M} \frac{c_S}{M} \frac{dM}{dt}\end{aligned}\quad (5-14)$$

ここで、 c_S/M が比較的一定 (≈ 40 炭水化物 $[mg/mg]$ クロロフィル a) である時期 (実験初期の 3~7 日) のデータについての増殖状態を図 5-16 に示す。この時期においては、 $d(c_S/M)/dt \div 0$ であり、また図 5-16 より、 $(1/M)$

$dM/dt = 0.320$ (1/day) が得られる。したがって、式 (5-14) より $(1/M)(dc_S/dt) = 12.8$ (mg 炭水化物 / mg クロロフィル a / day) が得られ、この値およびこの時期の P_S/M ($\div 2.8$), c_S/M ($\div 40$), $N/(K_N + N)$ ($\div 1$), β ($\div 1$) の各々の値を式 (5-8) に代入すると、 $k_4 = 1.02$ (1/day) が得られる。

藻類細胞の分解状態を図 5-17 に示す。これは、栄養塩が欠乏後 クロロフィル a が減少し始めたときのクロロフィル a 量 M_m に対するその時からの時間経過毎のクロロフィル a 量の比として示してある。この図より、式 (5-6) に示される自己分解速度定数の値 $k_6 = 0.084$ (1/day) が得られる。

3) Michaelis 定数 (half-constant) の算出

媒体中の磷摂取速度に関する Michaelis 定数の値は、図 5-15 において、磷摂取速度が最大の $1/2$ になるときの媒体中の磷濃度として、 $K_P = 0.45$ (mg/l) が得られる。

媒体中の窒素摂取速度と媒体中の窒素濃度との関係を図 5-18 に示す。この場合も、磷の場合と同様に実験初期の 3 日間でのデータのみを示した。この時期は新陳代謝経路の速度は図示された実験データについてはほぼ同程度であるので、窒素摂取速度は媒体中の窒素濃度に関して Michaelis-Menten 型で支配されると考えられ、Michaelis 定数は、最大の摂取速度の $1/2$ の速度を与えよときの媒体中窒素濃度として、 $K_N = 0.8$ (mg/l) が得られる。

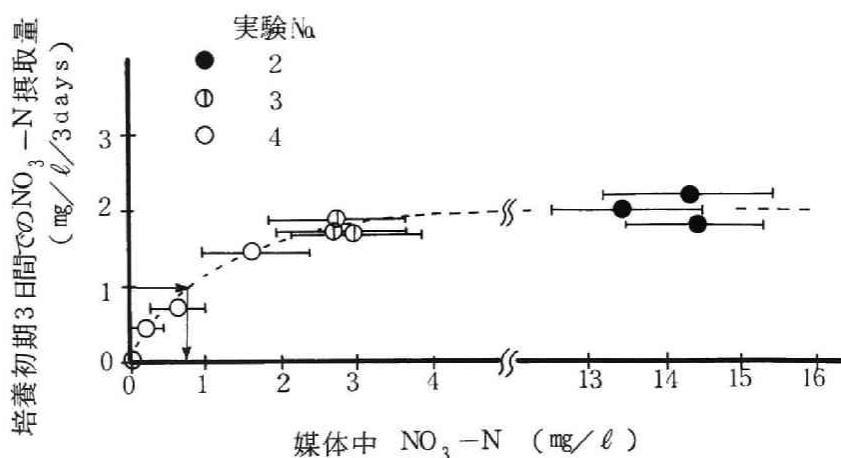


図5-18 窒素摂取速度と媒体中の窒素濃度との関係

4) 換算係数の算出

単位クロロフィル a の増殖量に対してどれだけの窒素量が必要であることを示す換算係数 α_N の値は、図5-9より単位クロロフィル a 当たりの窒素含有率として得られ 7.2 (mg 窒素/ mg クロロフィル a) である。

単位クロロフィル a の増加量に対してどれだけの炭素量が必要であることを示す換算係数 α_P の値は、細胞構成炭の含有率 P_o/M と同じ値であり、 0.7 (mg 炭/ mg クロロフィル a) である。

細胞合成経路に回された炭水化物の単位量よりいくらのクロロフィル a 量ができるかを示す換算係数 α_c はつぎのようにして算出する。

図5-19には実験初期3日間におけるクロロフィル a の増殖状態を示してある。この図の傾きとして 1.80 ($1/\text{day}$) が得られるが、この値、すでに得られた k_0 および P_{ST}/M の値、ならびに3日目での C_S/M ($=4.0$), P_S/M ($=2.8$) $N/(K_N+N)$ ($=1$) および β (≈ 1) の値を式(5-13)に代入すると、 $\alpha_{ac} = 0.066$ (mg クロロフィル a / mg 炭水化物) が得られる。この値は新陳代謝される炭水化物の単位量よりいくらのクロロフィル a が得られるかを示しており、本モデルではこの値で十分ではあるが、仮に炭水化物の細胞合成に回される割合 $\alpha = 0.6$ (第二章, 表2-4 参照) を与えてやると、 $\alpha_c = 0.11$ (mg クロロフィル a / mg 炭水化物) の値が得られる。

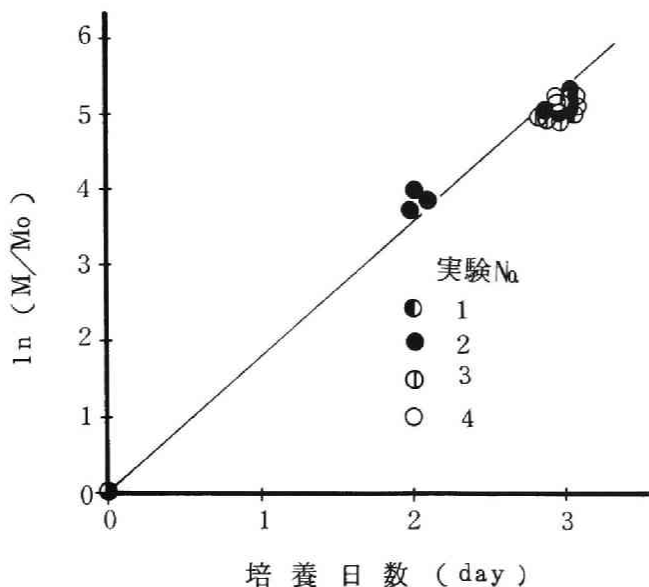


図5-19 クロロフィルaの初期増殖状態
(Mはクロロフィルa濃度であり、添字0は培養開始時の値を示す)

5) 阻害因子 β

阻害因子については、本研究での実験結果よりは明確には求め難いが、阻害因子の作用し始めるときのクロロフィルaの濃度 M_c については、 $200 \mu\text{g}/\ell$ になると光の透過率が阻害を及ぼすといわれていること²⁰⁾や図5-3における増殖曲線より、 $M_c = 200 \mu\text{g}/\ell$ とする。そして M_{max} の値としては実験No. 2 (1)の28日目の値 $1200 \mu\text{g}/\ell$ を用いることとする。

(2) モデル式による藻類増殖および栄養塩摂取のシミュレーション

以上得られたモデル式の各係数の値をまとめると表5-7のようになる。

シミュレーション計算を行なう前に得られた値について若干の検討を試みる。本研究では光合成速度 $f_p = 53$ (mg 炭水化物/ mg クロロフィルa/ day)が得られたが、この値を炭素量(72/180を掛算する) および時間当たり⁸⁹⁾に直すと、 0.88 ($\text{mg C}/\text{mg}$ クロロフィルa/ hr)となり有賀が *Chlorella ellipsoidea* を用いて同じ温度同じ照度の条件下で得た約3 ($\text{mg C}/\text{mg}$ クロロフィルa/ hr)と比較してかなり低い値である。この点に関しては、第五節の(1)で検討しているように、 f_p

表 5 - 7 係 数 値

(25℃, 6,000lux)

係 数	単 位	値	備 考
f_P	$\frac{\text{mg 炭 水 化 物}}{\text{mg クロロフィル } a \cdot \text{day}}$	5 3.0	速 度 定 数
k_2	1 /day	2.9 5	
k_4	1 /day	1.0 2	
k_6	1 /day	0.0 8 4	
K_N	mg / ℓ	0.8 0	Michaelis 定 数
K_P	mg / ℓ	0.4 5	
a_N	mgN / mg クロロフィル a	7. 2	換 算 係 数
a_P	mgP / mg クロロフィル a	0. 7	
a_C	$\frac{\text{mg クロロフィル } a}{\text{mg 炭 水 化 物}}$	0.1 1	
P_{ST} / M	mgP / mg クロロフィル a	3. 8	磷 の 蓄 積 最 大 容 量
P_o / M	mgP / mg クロロフィル a	0. 7	細胞構成物とし ての磷の含有率
α	—	0.6 0 (given)	炭 水 化 物 の 新 陳 代 謝 の 為 に 使 わ れ る 割 合
M_c	mg / ℓ	0. 2	スペース効果の生じ始 める時の微生物濃度
M_{max}	mg / ℓ	1.2	スペース効果に よる増殖の限界

の算出法に問題がある。

クロロフィル a に対する窒素および磷に関する換算係数 a_N , a_P については、¹⁵⁾ 従来から用いられている値に近い値である。

本研究で、各栄養塩の摂取速度より得た Michaelis 定数 K_N および K_P については藻類の増殖に影響を及ぼす各栄養塩濃度の観点から従来より用いられている^{6,13) ~ 15)} 値より 10^1 のオーダー程度大きい値であった。これについては今後更に詳細な検討が必要であろう。

表 5-7 に示されている係数の値と実験 No 2, No 3(1), No 4(1), および 4(2) の初期値を用いて、モデル式 (5-8) ~ (5-13) によって表わされている M , N , P , P_{cell}/M および C_S/M の変化をディジタル計算機 (HITAC 800) で計算したものが図 5-20 および図 5-21 である。なおこの計算に際し初期値として $M=0.003$ (mg/ℓ), $P_{cell}/M=3.5$ (mg 磷/mg クロロフィル a), $C_S/M=40$ (mg 炭水化物/mg クロロフィル a) を用いた。これらの図に示されるプロット点はシミュレート曲線に対応する実験データである。

図 5-20 には、磷制限条件下での実験に関するシミュレートを示してあるが、既に議論したように光合成速度 f_p を過小評価したために藻類中炭水化物含有率 C_S/M が実験値より低い値となっている。そしてこのために実験初期におけるクロロフィル a の増殖速度、窒素摂取速度および磷摂取速度の値が幾分小さくなっている。しかしながら、藻類中の磷の含有率 P_{cell}/M および炭水化物含有率 C_S/M をも含めて現象の特性を良くシミュレートしていると判断できよう。

図 5-21 には窒素制限条件下での実験に関するシミュレートを示す。藻類中の磷含有率は、pH 上昇による磷の凝集現象も加わって実験後期のデータでは本研究で仮定した最大の磷含有率 (4.5 mg 磷/mg クロロフィル a) 以上の値を示す場合もある。しかしながら、媒体中の窒素が無くなり、クロロフィル a の増殖が停止した後の炭水化物の藻類中への蓄積現象等、現象の特性は良くシミュレートしていると判断できよう。

第六節 結 語

本章では、藻類の増殖過程における窒素および磷の濃度の影響を把握する目

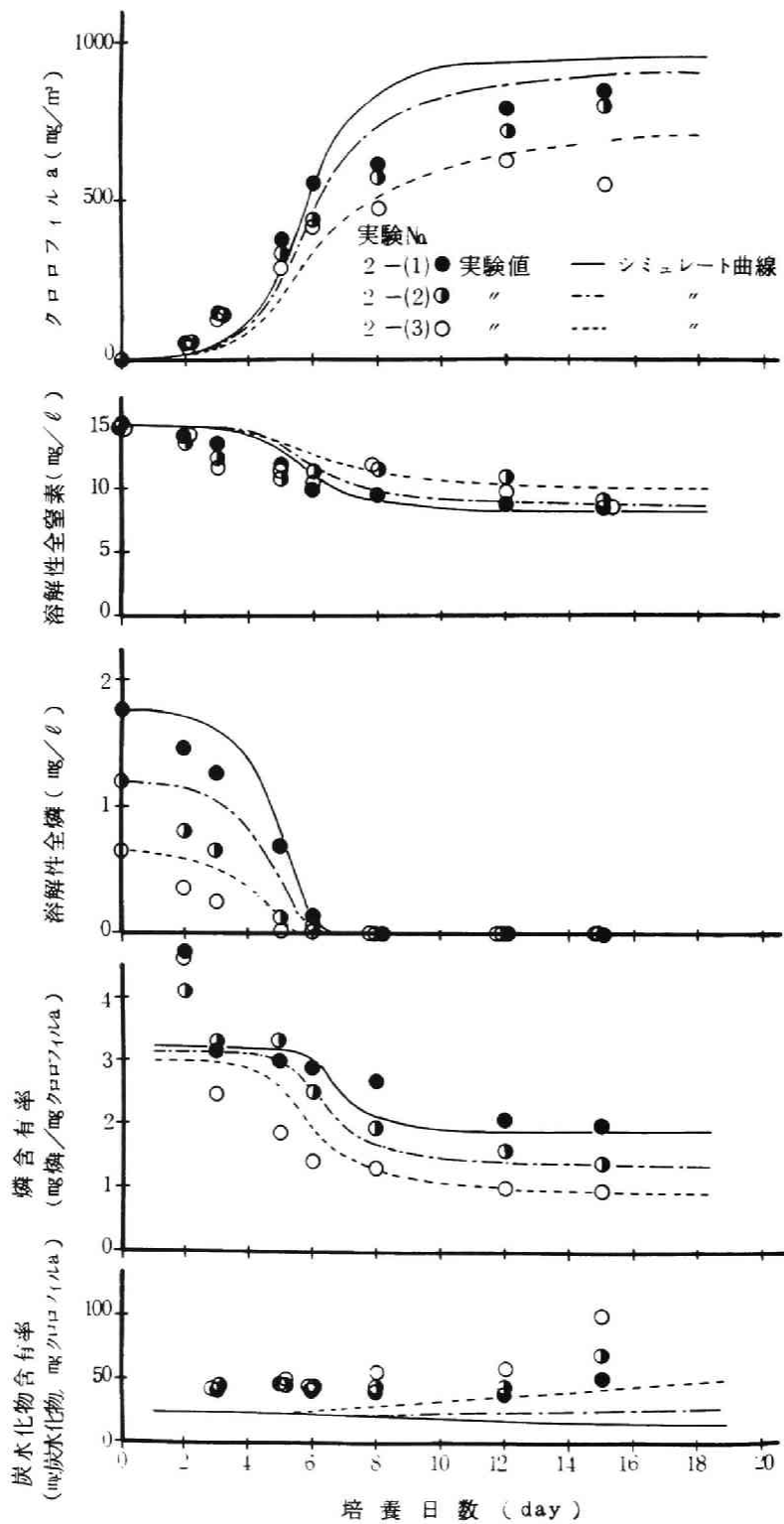


図5-20 藻類増殖および栄養塩摂取の計算機シミュレーション
(リン制限条件下)

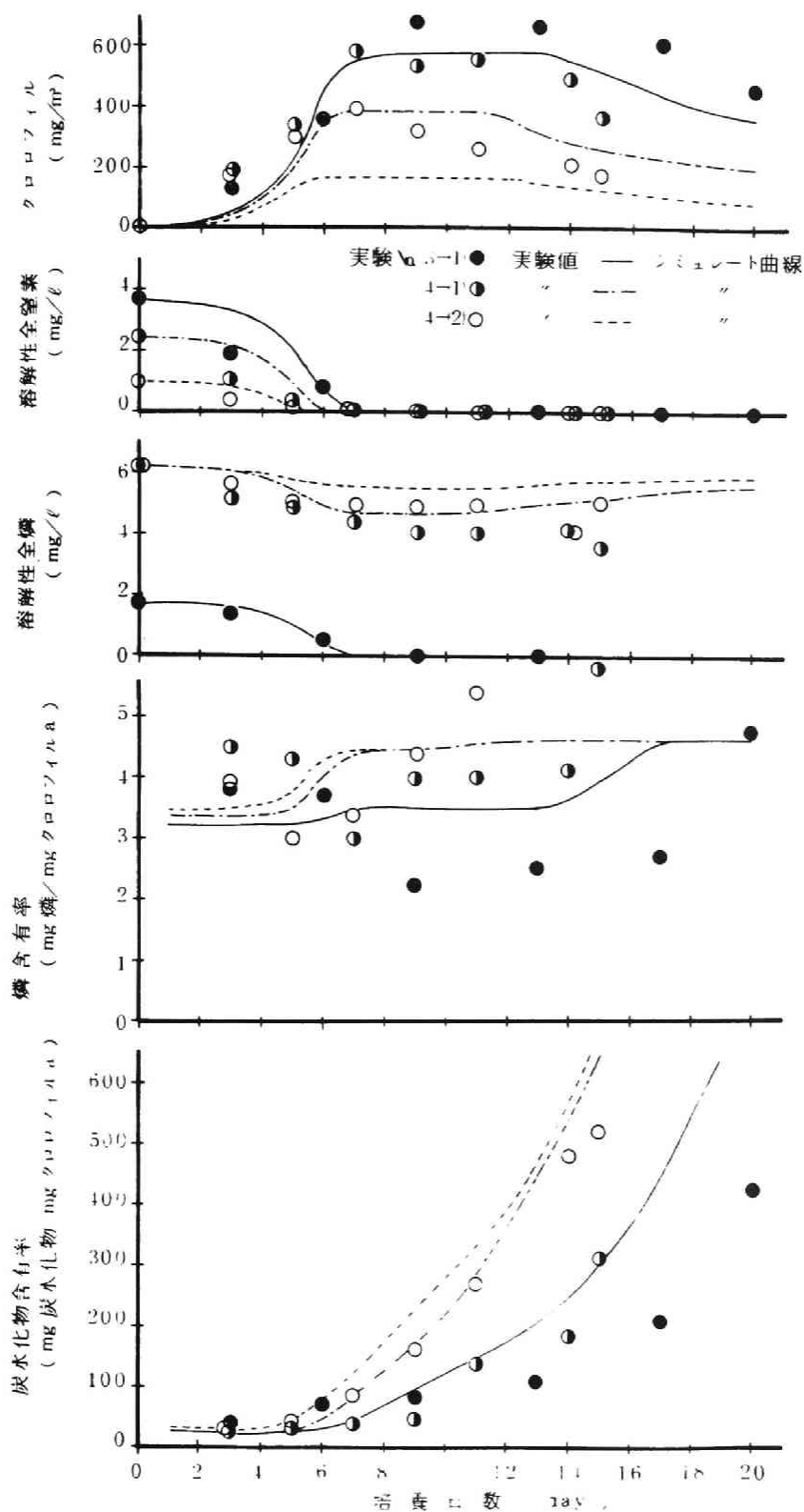


図5-21 藻類増殖および栄養塩摂取の計算機シミュレーション
(窒素制限条件下)

的で、藻類の増殖、窒素および磷の摂取、藻類中の窒素および磷の含有率、ならびに藻類中の炭水化物量に関して、*Chlorella sp.* を用いた経時的な実験による検討を行ったが、得られた主要な結果はつぎのようである。

(1) 培養時間につれて、クロロフィル *a* は増殖し、これに伴って窒素および磷は摂取される。窒素の摂取は藻類の増殖の必要量に応じて摂取されるようで、藻類中の窒素含有率は $7.2 \text{ (mgN/mgクロロフィル } a)$ と一定であり、また、溶解性の窒素が無くなるとクロロフィル *a* の増殖は停止する。一方、磷は過剰に摂取される傾向にあり、溶解性の磷が豊富にある場合は磷含有率は大きく（本実験では培養初期に $4.5 \text{ mg P/mgクロロフィル } a$ となる場合もある）、溶解性の磷が欠乏してくると磷含有率は小さくなり一定値 ($0.7 \text{ mg P/mgクロロフィル } a$) に漸近する傾向にあり、また、溶解性の磷が欠乏後もクロロフィル *a* の増殖はある期間継続する。

(2) 窒素が欠乏状態にある場合には、藻類中の炭水化物含有率は顕著に増加し、藻類中への炭水化物の蓄積速度は磷含有率が多くなるにつれて大きい値となる傾向にある。

(3) 溶解性の栄養塩が豊富にある場合には、クロロフィル *a* 濃度と浮遊物質濃度とは比例関係にあり、浮遊物質中のクロロフィル *a* 含有率は $0.012 \text{ (mgクロロフィル } a/\text{mgSS)}$ であるが、栄養塩の欠乏状態になると炭水化物の蓄積等により、この関係からずれてくる傾向となる。

(4) 栄養塩のバランスがとれており、磷や炭水化物の藻類中への蓄積がないとした場合の *Chlorella sp.* の化学的組成は、 $0.012 \text{ (mgクロロフィル } a/\text{mgSS)}$ 、 0.086 (mgN/mgSS) 、 $0.0084 \text{ (mgP/mgSS)}$ 、および $0.55 \text{ (mg炭水化物/mgSS)}$ であった。

これらの実験結果に基づいて、藻類中への磷の過剰摂取過程および光合成過程（藻類中の炭水化物の変動）をも含む栄養塩の摂取ならびに藻類の増殖に関する動力学モデルを提示し、実験結果よりこれらの各過程のモデル式の係数値の算出を試みた。この結果、実験データより示される上記特性をシミュレートできることを示した。

以上により、藻類の増殖に及ぼす窒素および磷の影響について光合成過程や藻類増殖過程の面から検討するための基本因子間の関連性を表示できた。しかしながら、本研究は *Chlorella sp.* を対象として行なったものであり、他の藻類種や多種混合系、ひいては湖沼等自然系での藻類ならびに栄養塩の挙動への適

用性については，藻類種および光や温度等の環境条件の本モデルに及ぼす影響等，更なる基礎データの蓄積が必要であろう。

第六章 霞が浦高浜入における夏期の水質変動特性に関する研究

第一節 概 説

近年、我国の各地の湖沼において富栄養化現象が重要な問題となり、その富栄養化現象の評価指標、原因物質の究明、ならびにその対策に関する研究が重要となってきた。これらの研究の遂行のためには、湖沼における富栄養化機構および水質の変動特性や相互関係の把握が必要である。

本章では、霞が浦高浜入を対象として富栄養化現象の主要な因子である藻類の活動の活発な夏期において行なった調査の結果をもとに、富栄養化現象に直接関連すると考えられる水質の変動特性や水質相互間の関係について考察を試みるとともに、この時期における水質変動特性をシミュレートしうる動力学モデルの展開を試み、あわせて第五章で提示した栄養塩の摂取・代謝および藻類の増殖に関する動力学モデルの湖沼への適用性について検討を試みる。

霞が浦は、茨城県南部に位置し、表面積約 171 km^2 、平均水深約 4 m 、容積約 $68.4 \times 10^7 \text{ m}^3$ の日本第二位の淡水湖である。^{90, 91)}

霞が浦には、土浦市や石岡市等の流域市町村からの都市廃水、畜産（特に養豚）廃水および農耕排水等が流入し、夏には *Microcystis* (アオコ) の大量発生による悪臭問題やその死亡・分解に伴う DO 不足による魚のへい死問題等、生活環境、水資源、漁業等の面で問題が生じている。

本研究での調査対象である高浜入は霞が浦を構成する三大入江の1つで石岡市寄の入江であり（図6-1）その表面積は約 27 km^2 、平均水深は約 3.2 m 、容積は約 $87.8 \times 10^6 \text{ m}^3$ である。⁹²⁾ 高浜入においても、石岡市等の流域市町村からの都市廃水、畜産（特に養豚）廃水、および農耕排水等が流入し、夏期には *Microcystis* の大量発生（時にはマット状になり水面を覆うこともある）による上記の種々の問題が生じている。この入江にはいつかの河川が流入しているが、そのうちの主なものは、恋瀬川、山王川、園部川、梶無川、および菱木川である。これらの河川の流入水量、全窒素濃度、全磷濃度およびCOD濃度に関する資料は乏しいが、公共用水域の水質測定結果（茨城県）の昭和49年、50年度版より年平均として概略値を得ると表6-1のごとくになる。^{93, 94)}

高浜入における水流については、霞が浦は感潮河川の1つであることおよび流入河川水の硅酸塩濃度が高いことを利用して津田 他が塩素および硅酸塩の⁹⁵⁾

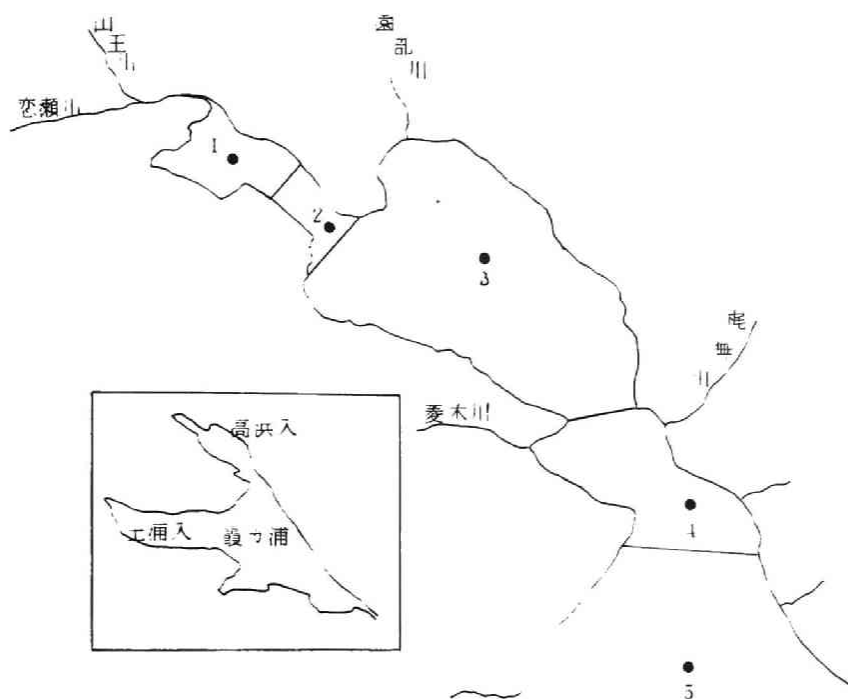


図6-1(A) 高浜入平面図および調査地点

(図中の・は調査地点を、数字は調査地点番号および区画を示す。)

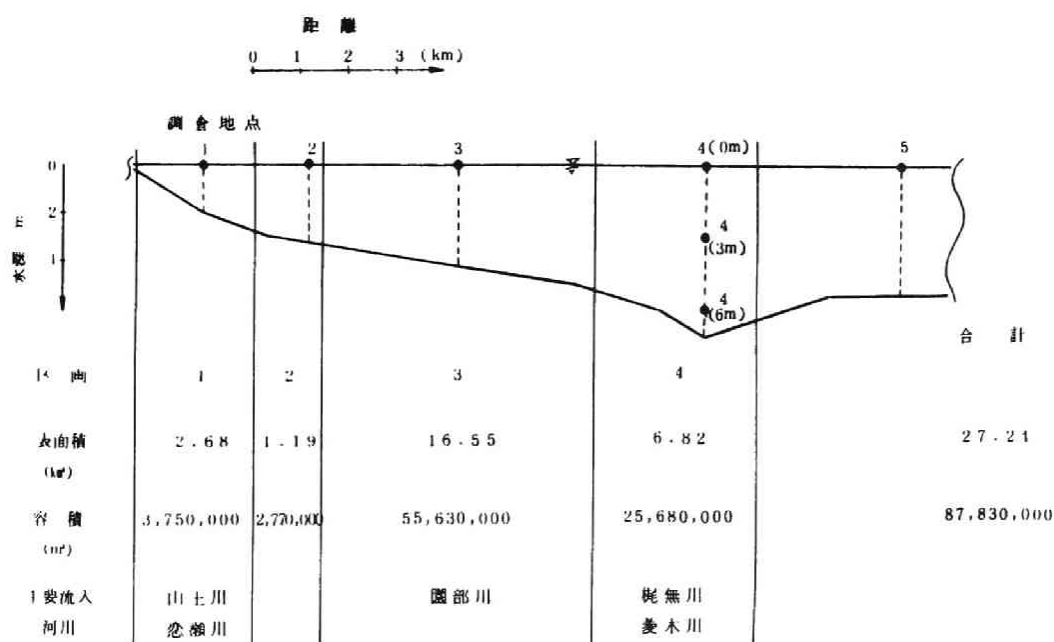


図 6 - 1 (B) 高浜入の主流下方向の断面図および形態

表 6 - 1 流入河川による栄養塩の供給量

流入河川名	流入水量 (m^3/day)	全窒素 (有機性窒素) (mg/l)	全 磷 (mg/l)	COD (mg/l)
恋瀬川	335,000	2.80 (0.71)	0.18	20.1
山王川	32,000	3.15 (0.72)	0.35	6.1
園部川	179,000	3.48 (0.81)	0.95	9.5
梶無川	52,000	1.51 (0.39)	0.06	6.0
菱木川	80,000	2.08 (0.51)	0.27	5.7

濃度の分布を測定し、高浜入の水塊は湖心方面からの水系（沖合水系）と入江の最奥部からの水系（奥部水系）の二つに区別することができ、奥部水系は新治郡出島側（南岸）に強い影響を及ぼし、沖合水系は行方郡玉造町沿い（北岸）に強い影響を及ぼしているという結果を示している。塩素および硅酸塩の濃度の分布の一例を図 6 - 2 に示す。

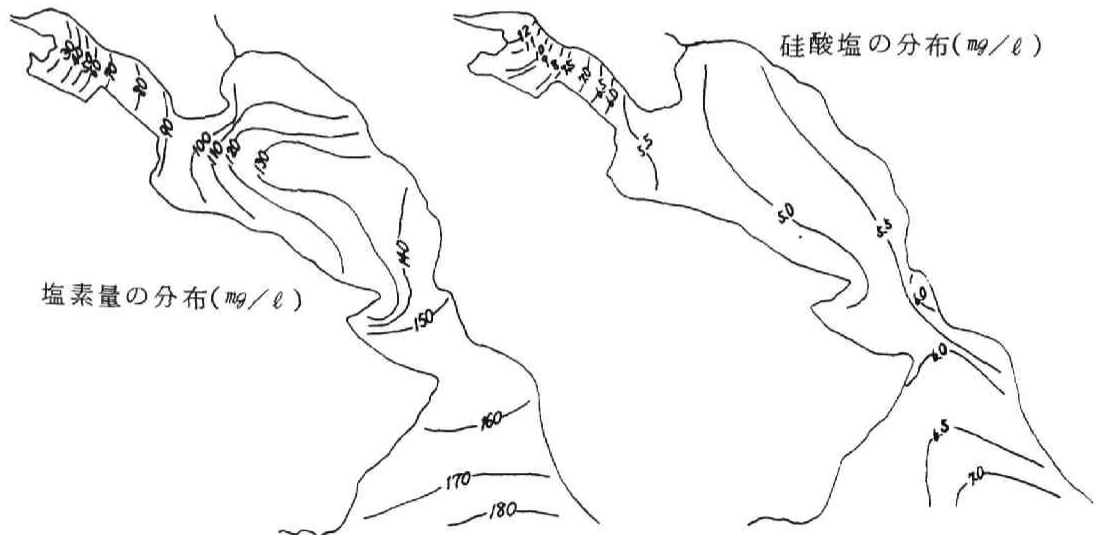


図 6 - 2 高浜入の流況を示す塩素量および硅酸塩の分布⁹⁵⁾
(昭和43年8月6日)

霞ガ浦は水質汚濁防止法で定める水域類型の湖沼A-ハに指定されており、数カ所で月1回水質測定が行なわれているが、高浜入については高崎沖（本研究の調査地点2付近，図6-1）および玉造沖（本研究の調査地点4付近，図6-1）において、富栄養化関連の水質測定がなされている（茨城県，公共水域の水質測定結果）^{93,94,96)}。過去3年間（昭和48，49，50年度）のこれら両地点および霞ガ浦湖心でのCODの年間変動を図6-3に，そして水温，クロロフ

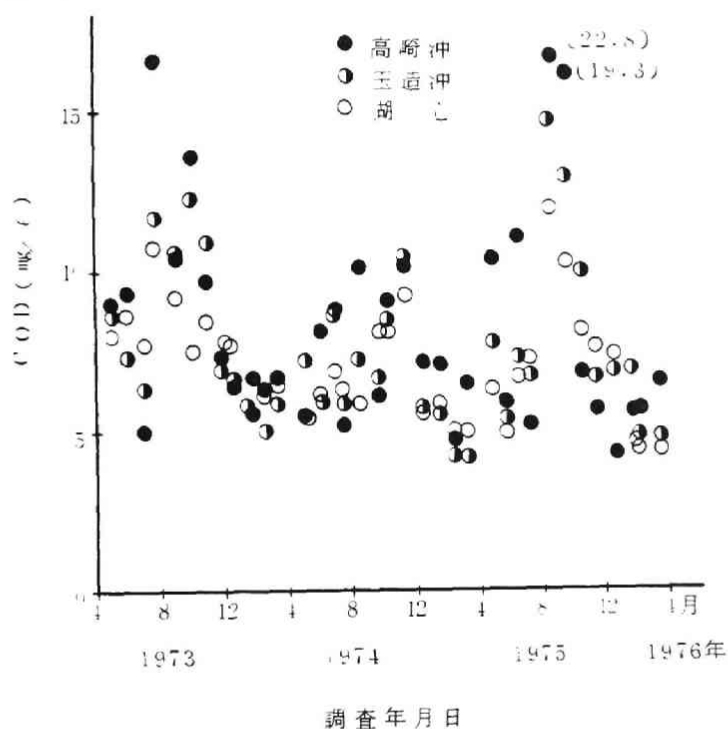


図6-3 霞ガ浦高浜入のCODの経年変化

イルα，窒素および磷濃度の年間の変動を図6-4～6-6に示す。^{93,94,96)} CODはA類型の上限値3mg/lを年間通じて越えており，冬期で5～6mg/l，藻類の増殖の活発な夏期で10mg/l前後である。水温は8月に最高を示し30℃近くまで上昇し，1～2月に最低を示し3～4℃である。クロロフィルαは，5月頃より上昇し始め梅雨時には一時減少するが再び上昇し，8～9月に最高値を示し50～100μg/l前後に達し，その後水温の低下とともに減少するという傾向を示している。溶解性の窒素は藻類量の少ない冬期に高く，1.5～0.5mg/l程度の値を示し，藻類量の増加に従って減少する傾向があるが，7～9月に急

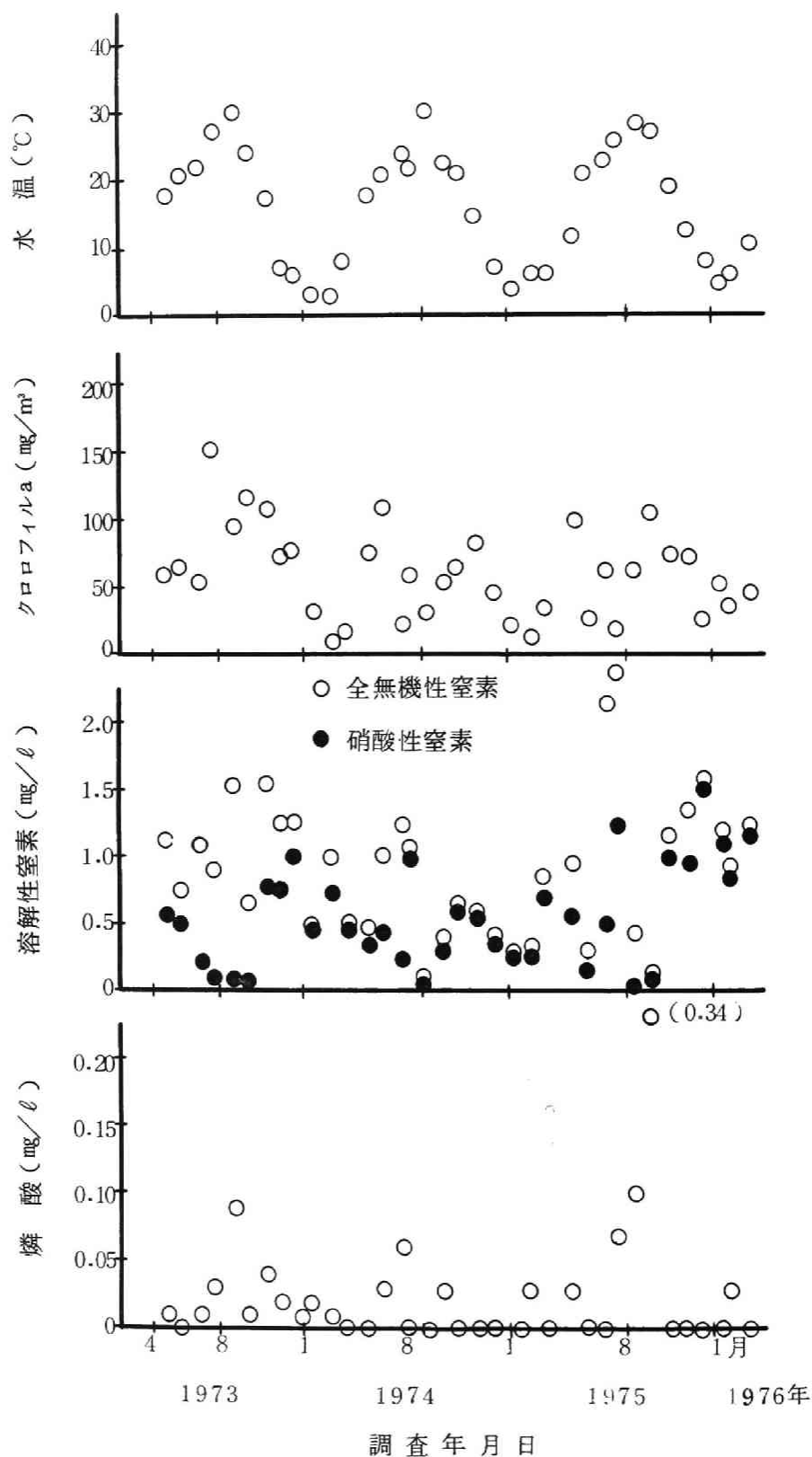


図 6 - 4 高浜入の高崎沖における水質の通年変化

に高い値を示すのが注目される。溶解性の磷は冬期においても 0.01 mg/l 前後かそれ以下であるが、溶解性の窒素と同様 7～9 月に非常に高い値を示している。この現象は、夏期において栄養塩の供給の大量の増加があることを示唆しており、霞ガ浦のような浅い湖においては夏期の底泥からの栄養塩の供給の影響も大きいであろうと考えられる。

尚、これら水質全般については高崎沖から湖心にいくに従って良くなっているという傾向も示されている。

第二節 水質調査

(1) 調査方法

夏期における藻類、特に *Microcystis* (アオコ) の異常増殖の過程、ならびにこれに伴う水質の変動特性を把握する目的で、高浜入における 5 地点 (地点 1～5, 図 6-1) で、昭和 51 年 7 月 14 日より 9 月 20 日まで週 2 回、3 日あるいは 4 日間隔で調査を行なった。調査日には、地点 1 より 5 まで順次、11 時 30 分より 12 時 30 分までの間に採水および現場測定を行なった。分析用サンプルは、各地点での表層 (水面下 5cm) および霞ガ浦の最深部である地点 4 では水深 3m と 6m の位置より採水し、光合成活性測定用のサンプル以外は、採水後直ちにアイスボックス保存あるいは固定を行なって国立公害研究所に持ち帰り、その日のうちに分析あるいは保存のための前処理を行なった。光合成量および呼吸量の測定は、採水日の日没よりその次の日の日没まで 24 時間国立公害研究所生物実験池において、擬似現場法で測定を行なった。水温および溶存酸素濃度 (DO) の測定は各地点で水深 50cm あるいは 1m 毎に測定した。測定項目および測定法は表 6-2 にまとめて示してある。

尚、1 日平均気温、全日射量および雨量等の気象データについては、霞ガ浦⁹⁷⁾の近くにある気象庁高層気象台 (茨城県筑波郡谷田部町館野) の気象日報より得た。

(2) 調査結果および考察

(2-1) 気象条件

調査期間中の 1 日平均気温、全日射量および雨量を図 6-7 に示す。昭和 51 年夏期は、天候不順で冷夏であり、東北や北海道では冷害で大きな被害があったが、この傾向はこの気象図でも示唆されており、わずかに 7 月の終わりから

表 6 - 2 測定項目及び測定法

サンプル	測定項目	測定法	備考
混合液	水温	サーミスタ温度計 (東邦電波 FT5)	現場にて測定あるいは固定
	水中照度	ラムダ水中照度計 (ラム ダ LI-185)	
	透明度	Secchi 板	
	透視度	透視度計	
	DO	ウインクラ法 ⁶³⁾ / MI008) DO メータ (東芝ベックマン)	
	PH	比色法 PHメータ (ホリバ M 7)	アイスボックス保存の密 封サンプルについて直ち に分析
	電導度	電導度計	
	CO ₂	TC 測定機 (東芝ベックマン TOC/TC)	
	光合成速度	102 ccの酸素びんによる 明びんおよび暗びん法	擬似現場法 ⁴¹⁾
	呼吸速度	(ウインクラ法)	
浮遊物	SS	ろ紙法 ⁶⁴⁾ (グラスファイバーろ紙)	
	炭素 (POC)	CHN コーダ (柳 本 MT-2)	焼グラスファイバーろ紙 を使用
	窒素 (PON)	ケルダール法 ⁶⁴⁾	混合液の分析値より溶解 性の値を差し引いて算出
	燐	過塩素酸分解併用 モリブデン酸青法 ⁶⁴⁾	
	炭水化物	硫酸アンスロン法 ⁶⁰⁾	
	クロロフィル α	UNESCO/SCOR法 ⁸⁵⁾	
	生菌数	普通寒天培地による混釈 法 ⁶⁴⁾	
溶解性 (イバーろ紙のろ液) (焼グラスフ ァ	生物種	顕鏡法 ¹⁰⁷⁾	
	全 燐	過塩素酸分解併用 モリブデン酸青法 ⁶⁴⁾	
	有機性窒素	ケルダール法およびチ マン変法 ⁶⁴⁾	ケルダール窒素より NH ₃ -N を差し引いて算出
	NH ₃ -N	チルマン変法 ⁶⁴⁾	
	NO ₂ -N	GR 試薬法 ⁶³⁾	
	NO ₃ -N	フェノールジスルホン 酸法 ⁶⁴⁾	
	炭水化物	硫酸アンスロン法 ⁶⁰⁾	

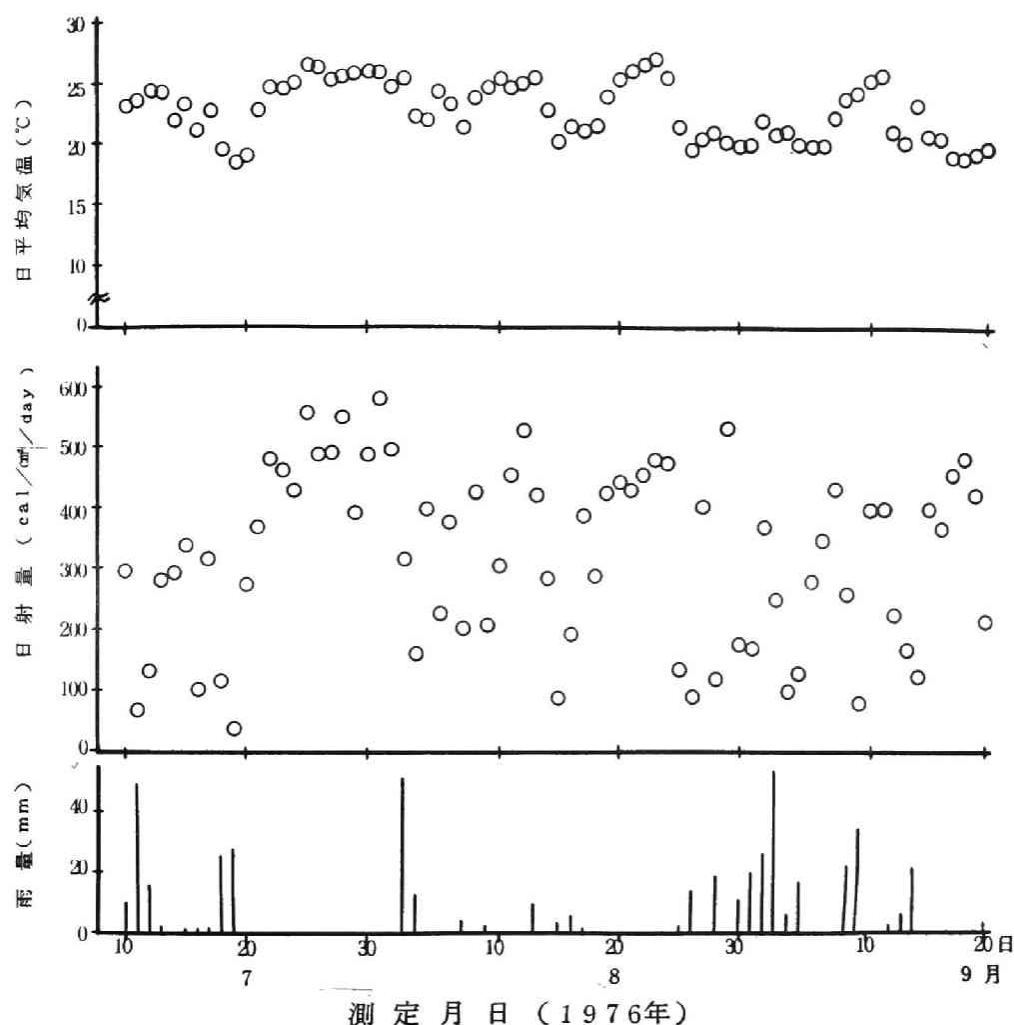


図 6-7 調査期間中の気象条件

8月の初めにかけて2週間程度、気温 25°C 以上で全日射量 $500\text{ cal/cm}^2/\text{day}$ の安定した暑い時期があるのみであった。尚、本調査期間中（7月14日～9月20日）の全日射量の平均は $356\text{ cal/cm}^2/\text{day}$ であった。

（2-2）表層水の水質変動特性

霞ガ浦は常陸川水門で海水の遡上をある程度防いでいるとはいえ完全ではなく、また水門完成前の海水の遡上の影響が残っており、湖の中心部では普通 200 mg/l 前後の塩素が検出され、電気伝導度も高い値を示すことが知られている。⁹⁵⁾

図 6-8 には、各調査地点での電気伝導度の変化を示す。

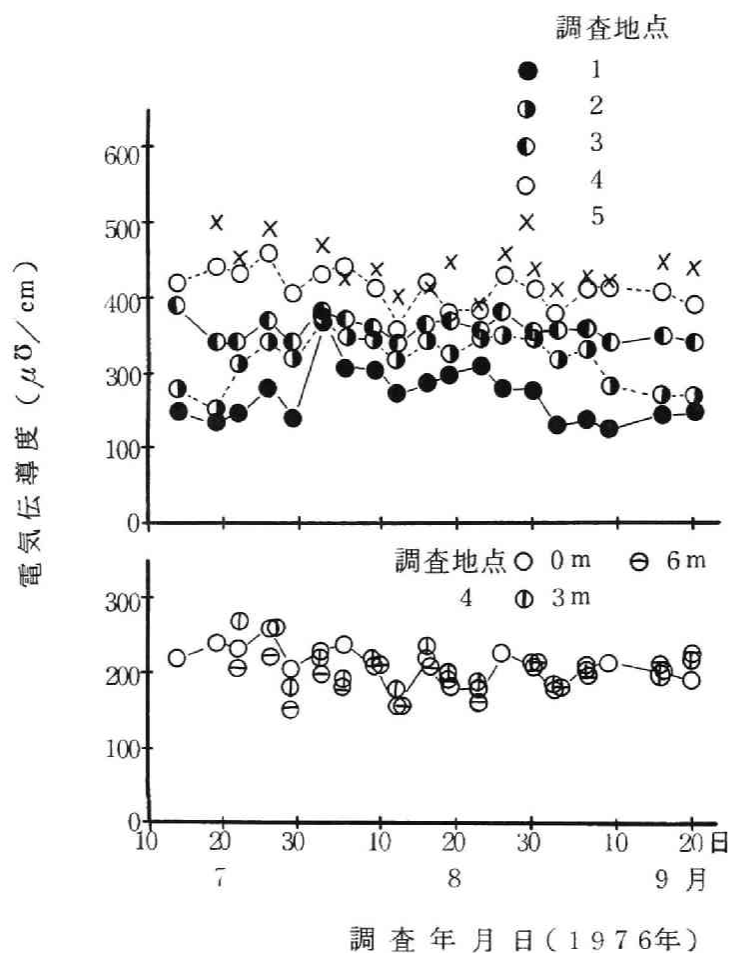


図 6-8 電気伝導度の変動

降雨の影響や風による湖流の影響等のために、電気伝導度は日により変動をしてはいるが、地点 1 より 5 に行くに従って高い値を示しており、大まかには地点 1 から地点 5 へと水が流れていることが示されているが、地点 2 と 3 および地点 4 と 5 では電気伝導度の差が小さくかなりの水の混合があることも示唆されている。地点 4 における水深方向の変化はあまりないが、風による湖心からの逆流のために表層水が幾分高い値を示すこともあるようである。

各調査地点での水温の変化を図6-9に示す。

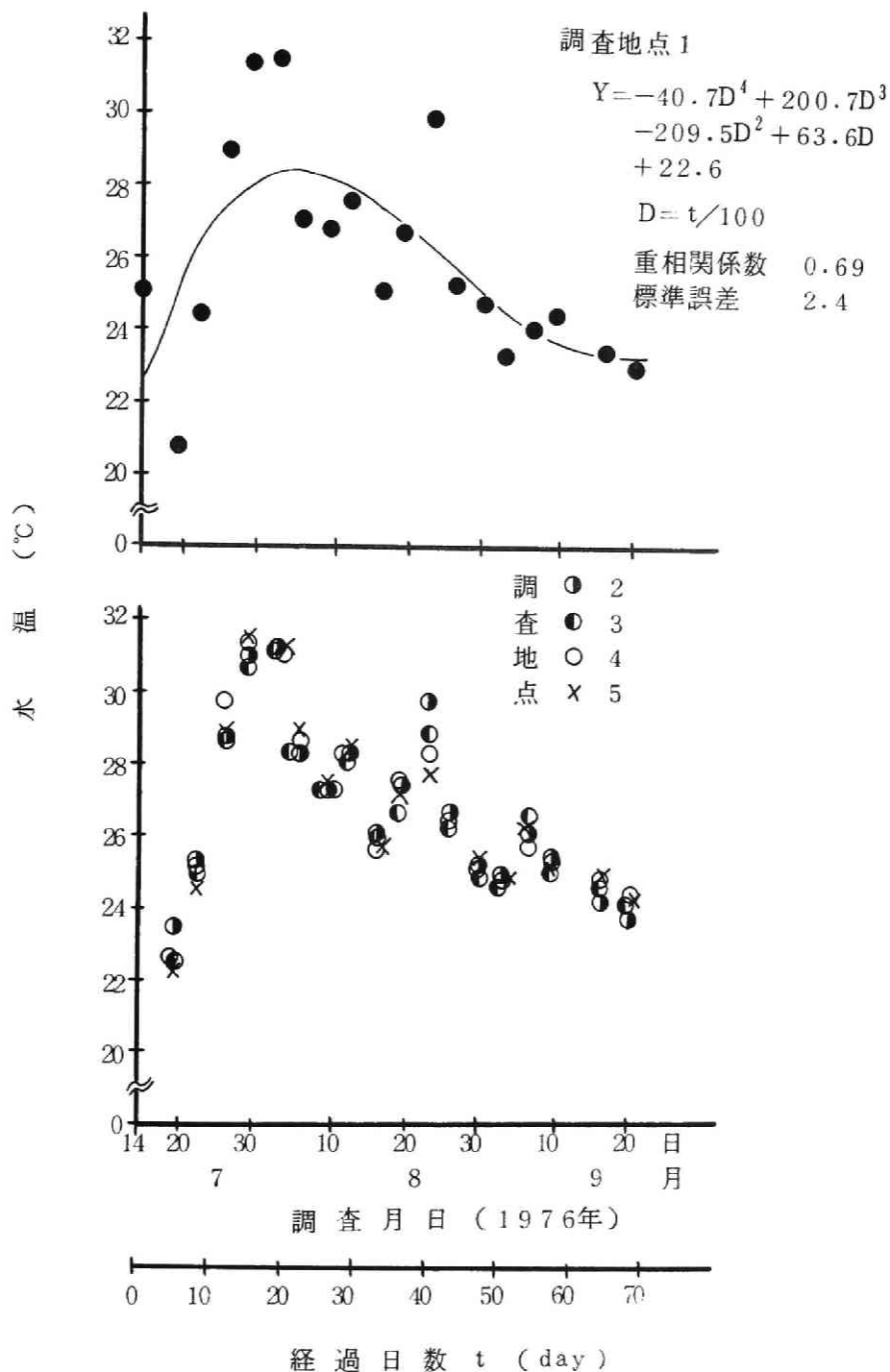


図6-9 水温の変動

水温は、各地点とも本調査開始日7月14日（梅雨明け前後）より上昇し天候の安定した7月の終わりから8月の初めにかけて最高値の30°C前後を示し、その後低下するという同様の傾向を示している。ただ8月の終わりから地点1の低下の程度が大きくなり他の地点と比較して1～2°C低い値を示すようになった。尚、本調査期間中の平均水温は27.0°Cであった。

図6-10には、藻類の現存量を示す指標であるクロロフィルaおよび浮遊

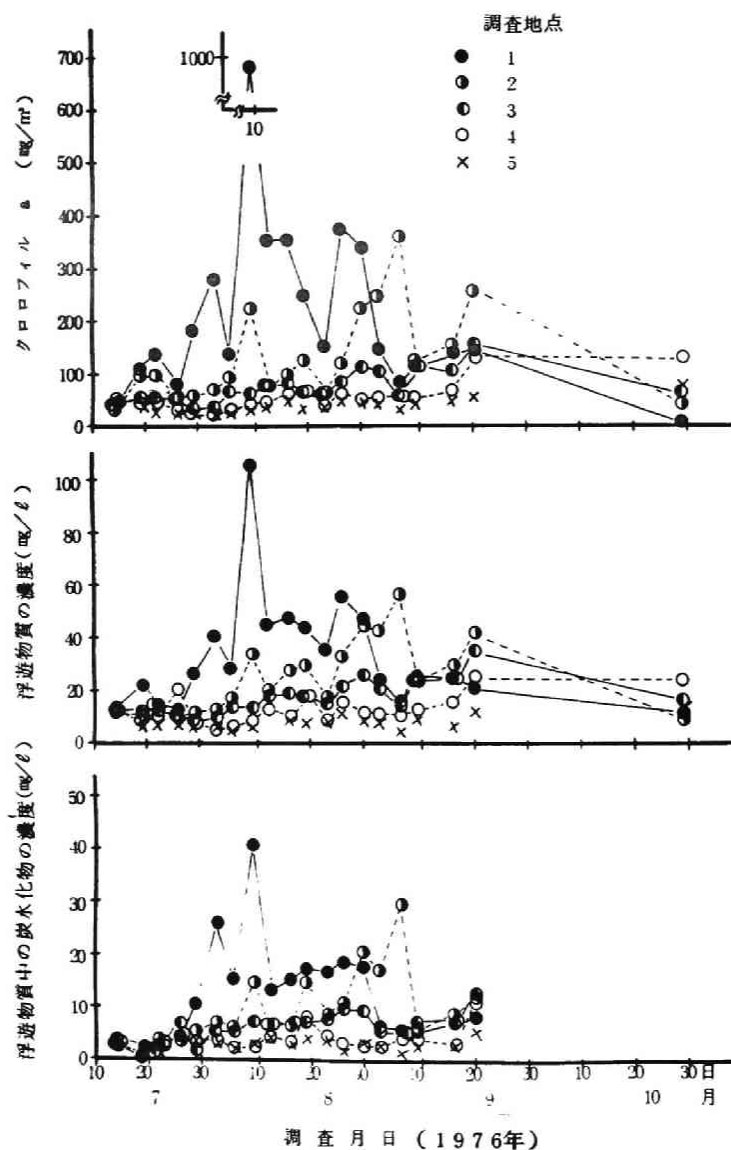


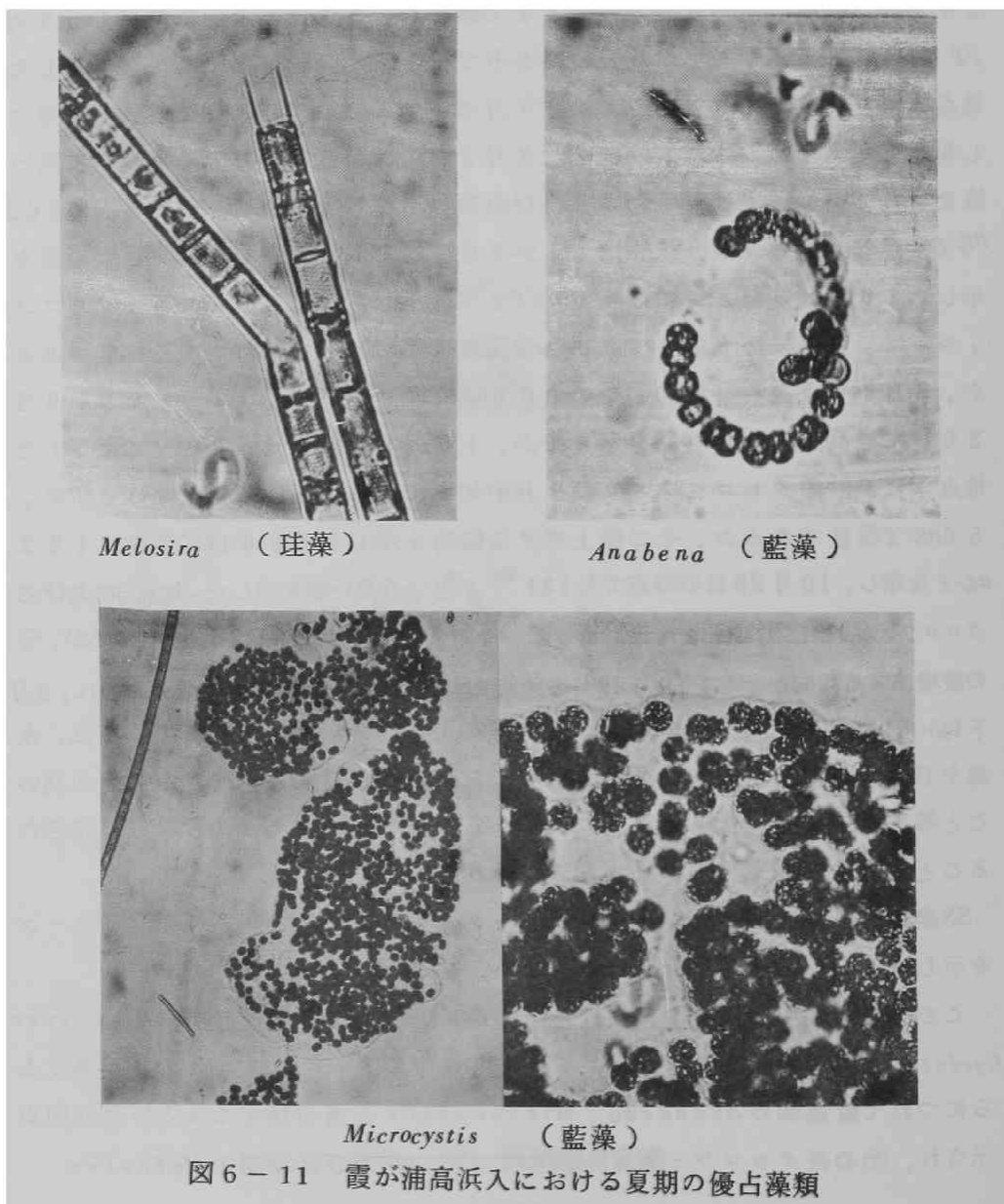
図6-10 藻類量の変動

物質 (SS)濃度,そして光合成産物である浮遊物質中の炭水化物濃度の変化を各地点ごとに示す。尚,この図には参考のために昭和51年10月29日の調査結果をもプロットしてあるが,この時の水温は地点1で14.1°C,2で15.7°C,3で17.1°C,4で17.1°Cであった。地点1におけるクロロフィル a は7月下旬より増加し始め8月9日には異常に高い最高値983 $\mu\text{g}/\text{l}$ (この時は水面に*Microcystis*の薄い膜が張った状態を示した)を示し,その後,300 $\mu\text{g}/\text{l}$ 前後の値が8月の終わりまで継続し,9月になると急激に150 $\mu\text{g}/\text{l}$ 前後にまで減少し,10月の終わりでは10 $\mu\text{g}/\text{l}$ 程度の値にまで低下した。地点2におけるクロロフィル a は,7月の下旬より100 $\mu\text{g}/\text{l}$ 程度にまで増加し8月下旬までその状態が継続し(8月9日には226 $\mu\text{g}/\text{l}$ という異常に高い値を示している),8月下旬より再び急激に増加し始め9月6日に最高値362 $\mu\text{g}/\text{l}$ を示し,その後幾分減少はするが9月中は150~250 $\mu\text{g}/\text{l}$ 程度の値を示し,10月29日までには44 $\mu\text{g}/\text{l}$ まで低下した。地点3におけるクロロフィル a は,8月になり70~80 $\mu\text{g}/\text{l}$ 程度にまで若干の増加がある程度であるが,8月下旬より再び増加し始め100 $\mu\text{g}/\text{l}$ 程度の値を示すようになり,9月20日に最高値158 $\mu\text{g}/\text{l}$ を示したが,10月29日には63 $\mu\text{g}/\text{l}$ に低下した。地点4におけるクロロフィル a は9月中旬まではあまり顕著な変動はせずに,50 $\mu\text{g}/\text{l}$ 程度であるが,その後上昇する傾向を示し9月20日に最高値132 $\mu\text{g}/\text{l}$ を示し,10月29日の時点でも131 $\mu\text{g}/\text{l}$ という高い値を示した。地点5におけるクロロフィル a は,9月中旬まではあまり顕著な変動はせずに30 $\mu\text{g}/\text{l}$ 程度であるが,その後増加する傾向を示し,10月29日の時点では76 $\mu\text{g}/\text{l}$ の値を示した。このように,8月下旬から9月および10月にかけて沖合の地点のクロロフィル a が増加するのは,水温や日射量の低下とともに藻類の増殖に日数がかかること,沖合の水温が高いこと等にもよるが,沈降性の乏しい*Microcystis*が徐々に沖合の方に流されることによる影響も大きいものと考えられる。

SS濃度およびSS中の炭水化物濃度もクロロフィル a と同様の変動パターンを示した。

この調査期間中の地点1における藻類種は,7月中旬には珪藻類 *Melosira*, *Cyclotella*が優占種であったが,7月下旬よりのクロロフィル a の量が多くなるにつれて藍藻類の *Anabaena*, *Microcystis*が優占種になるという傾向が示され,その後クロロフィル a が減少するにつれ再び珪藻類の *Melosira*,

*Cyclotella*が多くなるという傾向が示されたが、*Microcystis* が本調査の最後まで優占種であった。沖合の地点に行くにしたがってクロロフィル *a* の増加する時期が遅れると同様に、*Microcystis* の増加する時期は遅れ、例えば地点 4 で *Microcystis* が大量に存在し始めるのは 8 月の中旬であった。そして沖合の地点になるにしたがって、珪藻類の *Melosira*, *Cyclotella* が優占種であることが多いという傾向が示された。これらの藻類種の顕微鏡写真の一部を図 6-11 に示す。



SS中の窒素、燐および炭素の濃度の変動を図6-12に示すが、これらの変動パターンはクロロフィル a のそれと同様であることが示されている。

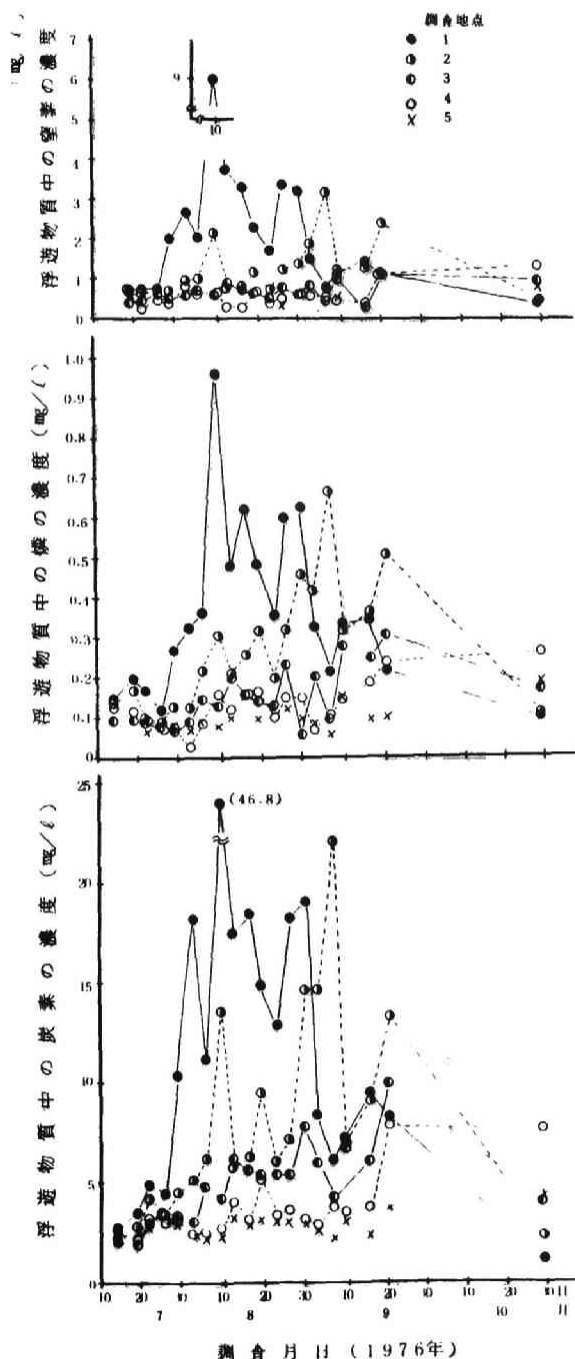


図6-12 浮遊物質中の窒素、燐、および炭素濃度の変動

生菌数の変動を図6-13に示すが、本調査期間中では1 ml 当たりのその数は地点1および2では $10^3 \sim 10^4$ のオーダーであり、地点3~5では $10^2 \sim 10^3$ のオーダーであった。

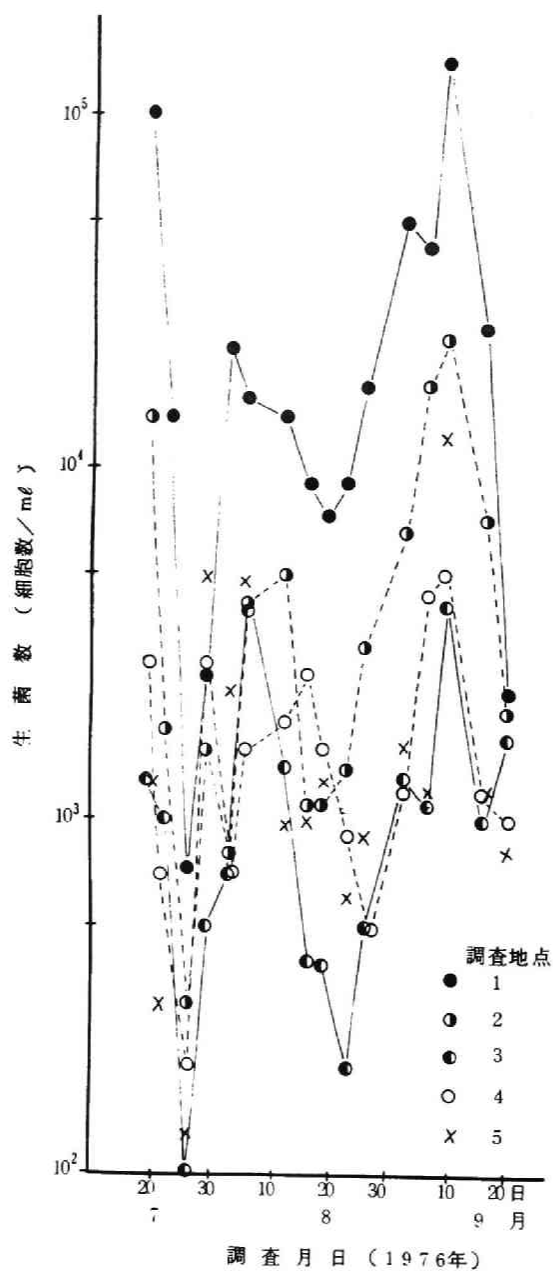


図6-13 生菌数の変動

溶解性の磷および窒素の濃度の変動を図6-14に示す。尚、この図

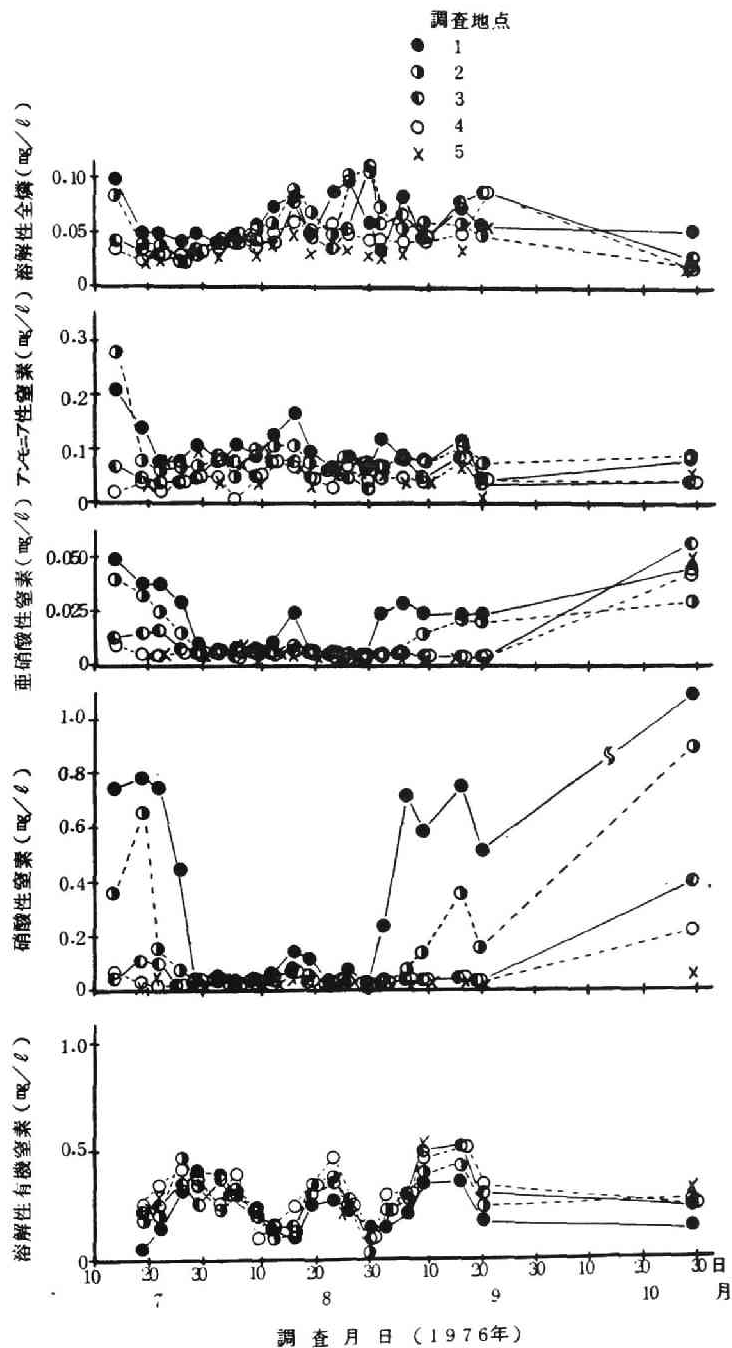
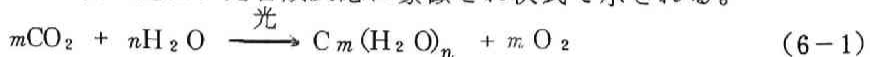


図6-14 溶解性の磷および窒素の変動

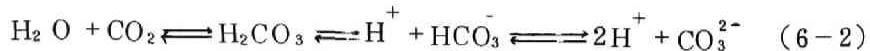
には、参考のために、昭和51年10月29日の調査結果をもプロットしてある。溶解性の全磷の濃度は、クロロフィル a の増加に伴って低下し、地点1では0.05 mg/l, 2では0.04 mg/l, 3～5では0.025～0.03 mg/l程度の濃度となり、クロロフィル a の増殖が鈍くなる8月中旬から9月初めにかけて上昇し地点1～3では0.1 mg/l、4では0.06 mg/l程度の濃度にまでなりその後低下し0.05 mg/l程度の濃度であった。8月中旬から9月初めにかけての溶解性の全磷の過剰の供給があることが示唆されている。アンモニア性窒素の濃度は、クロロフィル a の増加に伴って減少し、地点1および2では0.07～0.08 mg/l, 3～5では0.04～0.05 mg/l程度の濃度となり、クロロフィル a の増殖が鈍くなる8月中旬に一度増加する傾向をみせるがその後再び減少している。亜硝酸性窒素および硝酸性窒素の濃度はクロロフィル a の増加に伴って低下し、それぞれ0.007 mg/lおよび0.04 mg/l以下の値を示し、クロロフィル a が減少し始める9月に増加するという傾向を示している。

以上のいずれの栄養塩においても、クロロフィル a の増殖が鈍くなった8月中旬に一度増加する傾向が観察されたが、この現象は概説で述べた通年変化の図6-3～6-5でも観察されており、夏期における栄養塩の供給量の増加が示唆されていると考えられる。溶解性の有機性窒素の濃度は0.25 mg/l程度を平均として変動しているが、この変動は生菌数（図6-13）の変動と関連があり、生菌数が増加傾向になると減少傾向となり、溶解性有機窒素が少なくなると生菌数は減少し始め、これに伴って溶解性有機窒素が増加傾向となることが示されている。これは溶解性有機窒素がバクテリアにより摂取あるいは分解されているためであると考えられる。図6-15には、溶解性の有機炭素の変動を示すが、これは溶解性有機窒素に類似した挙動を示している。

藻類による一次生産は、光合成反応に象徴され次式で示される。



一方、水中の二酸化炭素と炭酸塩濃度は、図6-16に示すようにpHの値によってつぎの解離式に従って存在している。



したがって、藻類の一次生産に伴って CO_2 が消費され、 O_2 が放出され（式6-1）pHが上昇する（式6-2）。図6-17には、全炭酸塩（炭素量で表示）、溶存酸素およびpHの変動を調査地点毎に示す。尚、この図には参考の

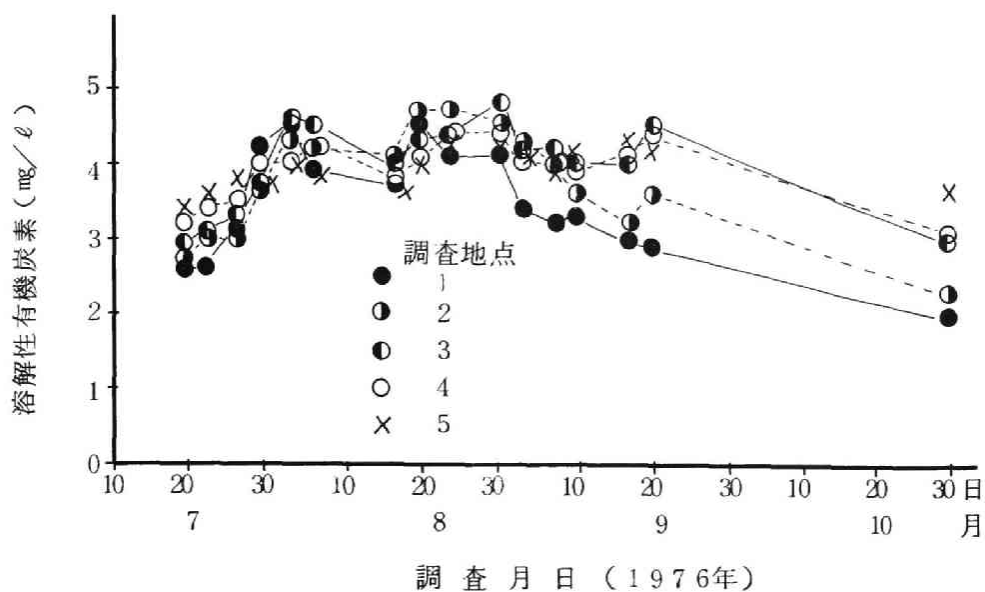


図 6 - 15 溶解性の有機炭素濃度の変化

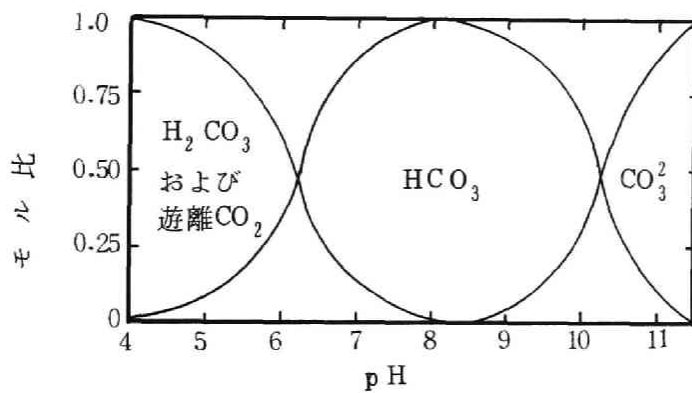


図 6 - 16 CO_2 および炭酸塩と PH との関係

ために昭和 51 年 10 月 29 日の調査結果もプロットしてある。クロロフィル α が増加するに伴って炭酸塩の濃度は低下する傾向が示され、また炭酸塩濃度が減少すると溶存酸素が増加し pH が上昇するというこれら三者の関係が明確に示されている。

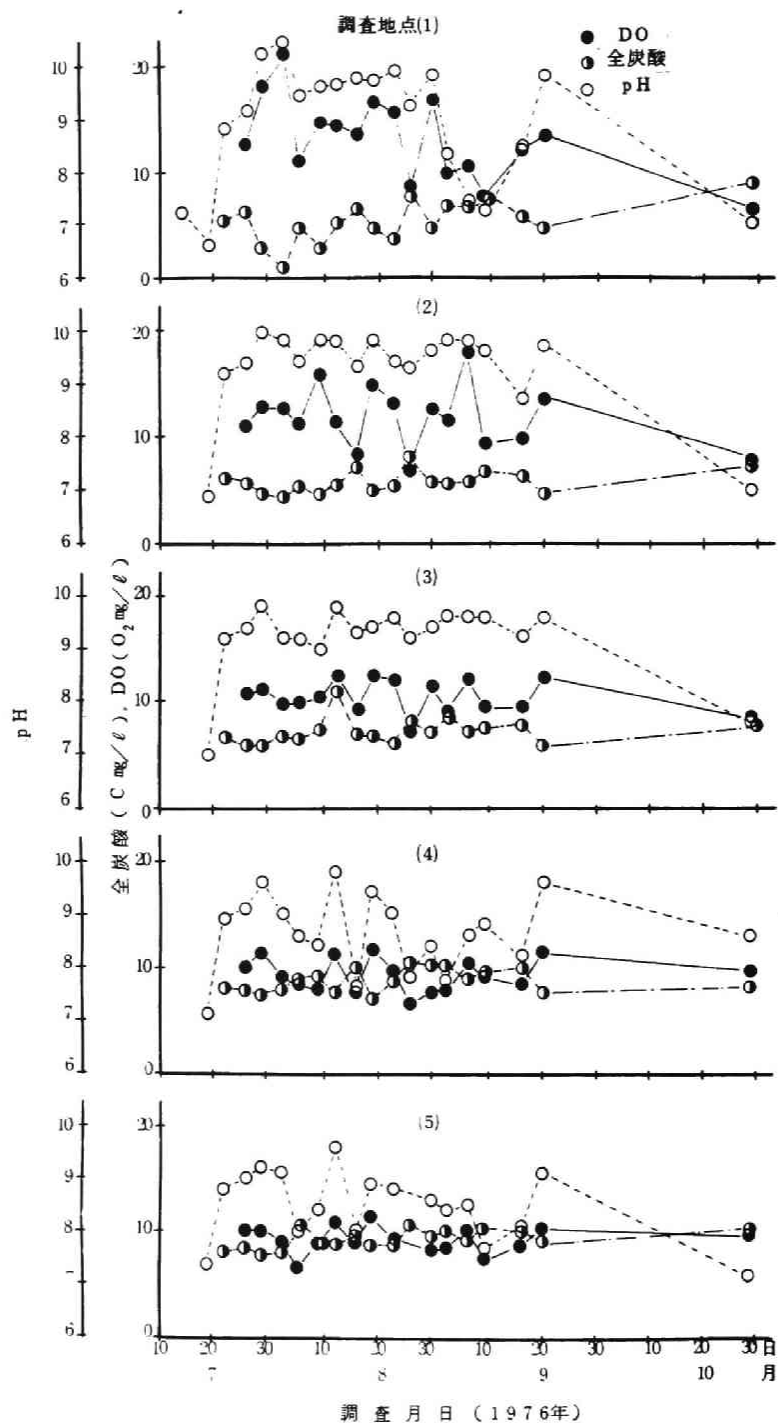


図 6 - 17 全炭酸，溶存酸素および P H の変動

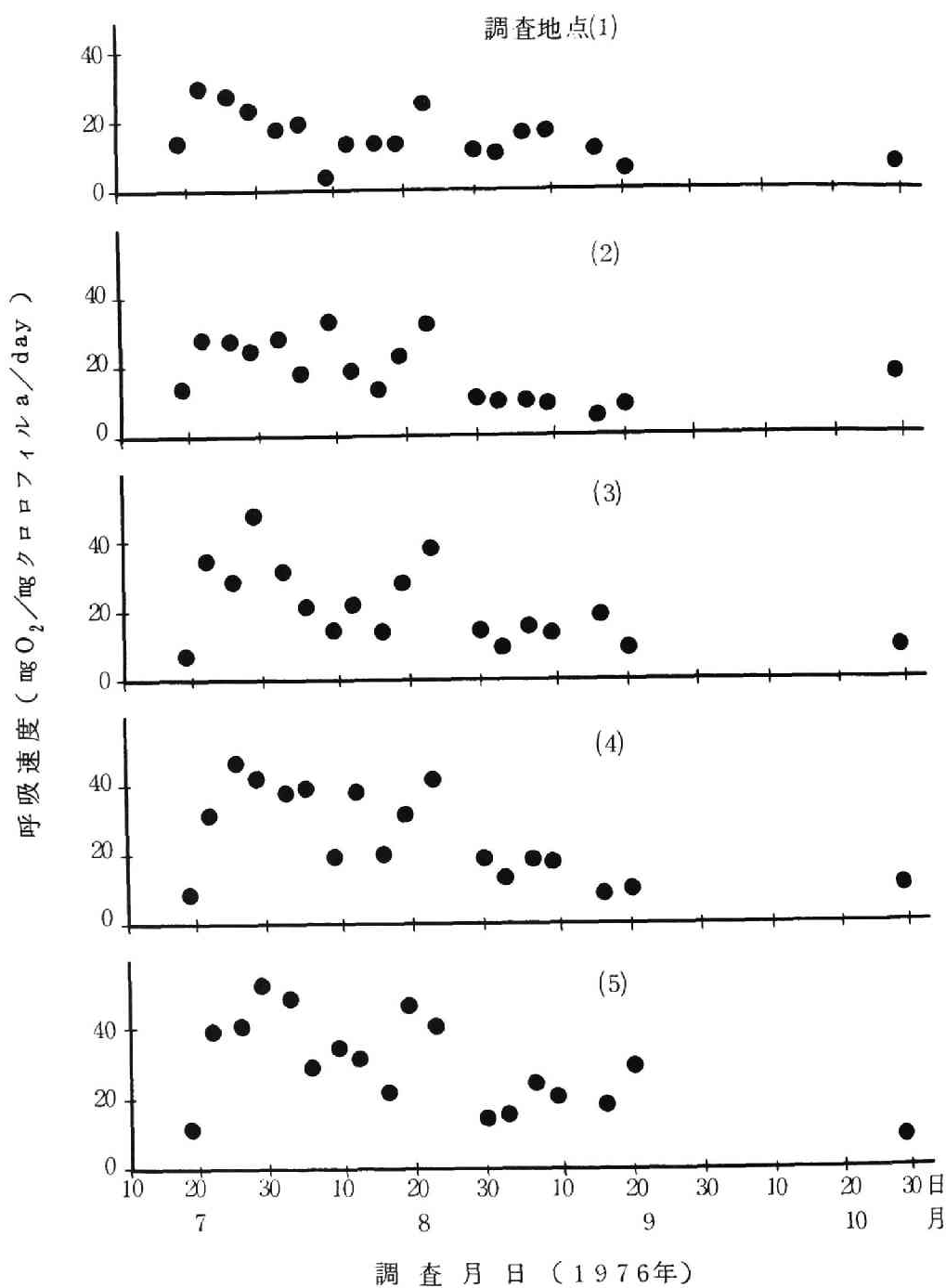


図 6 - 19 呼吸速度の変動

式(6-1)に示されるように光合成反応に伴って酸素が放出されるとともに炭水化物が合成される。図6-18には、光合成速度(mgO_2/mg クロロフィル a / day)と炭水化物含有率(mg 炭水化物/ mg クロロフィル a)の変動を示す。光合成速度は採水後に擬似現場法で測定したものであり、時間的および場所的なずれはあるが、光合成活性が高い時期には炭水化物含有率が増加するという傾向が示されている。

図6-19には、呼吸速度の変動を示す。この場合、酸素消費はすべて藻類の呼吸によるものと仮定して単位クロロフィル a 当たりでデータを処理したが、実際にはバクテリアによる有機物の分解のための酸素消費量等も大きな割合を占めると考えられ、この図に示す値はかなりの過大値である可能性もあるが、呼吸速度は水温の高い時には高い値を示し水温の低下に従って低下する傾向が示されている。

図6-20には、透明度の変動を示す。これは、浮遊物質が多いと水中への光の透過率が悪くなるために、クロロフィル a が多い時には低い値となり30cm程度にまで低下する傾向が示されているが、クロロフィル a 量の少ない地点5においても1~2m程度の値であった。

(2-3) 水深方向の変動

湖沼における水深による影響としては、水温の変化、水中照度の減衰、水温躍層と混合状態、および底泥からの栄養塩等の溶出等が考えられる。水温躍層および混合状態については水深方向の水温の変動により把握することができ、藻類の一次生産の程度等については、式(6-1)や(6-2)で示されるように溶存酸素やpHの水深方向の変動により考察することができる。水中での光の減衰については、Lambert-Beerの法則により次式で示される。⁶⁾

$$I_z = I_0 \exp(-\epsilon z) \quad (6-3)$$

ここで、 I_z 、 I_0 ：各々水深 z mおよび0 mの光の強さ

ϵ ：光の減衰係数 (m^{-1})

生産層の深さ z_e (m) は表面の光の強さの1%が届く水深であるので、 $I_{z_e} = 0.01 I_0$ とおいて、

$$z_e = 4.6 / \epsilon \quad (6-4)$$

が得られる。減衰係数 ϵ は水中の浮遊物濃度あるいは藻類濃度 M (mg/ℓ) により影響を受け、係数 g ($\text{m}^{-1} (\text{mg}/\ell)^{-1}$) および h (m^{-1}) を用いて

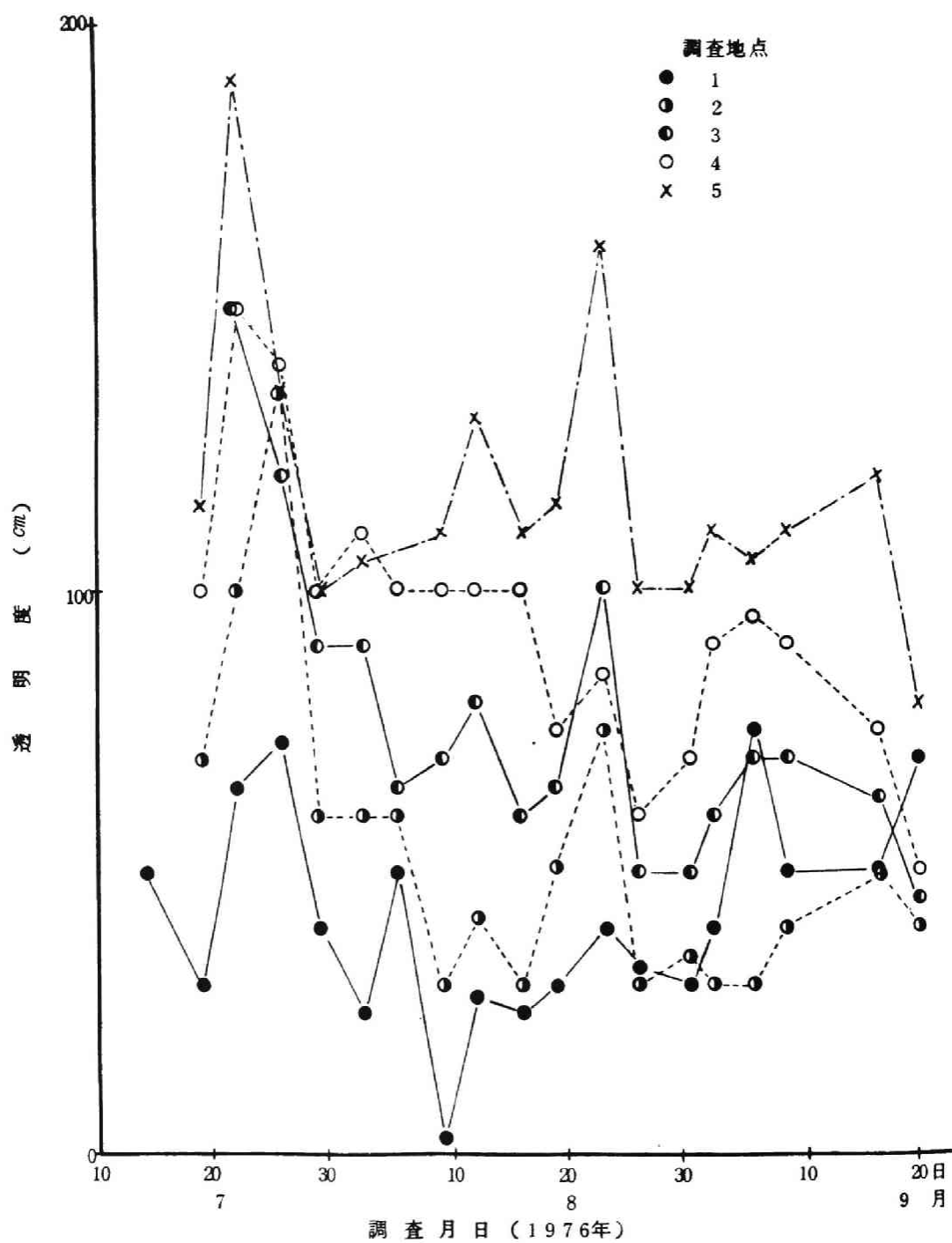


図6-20 透明度の変動

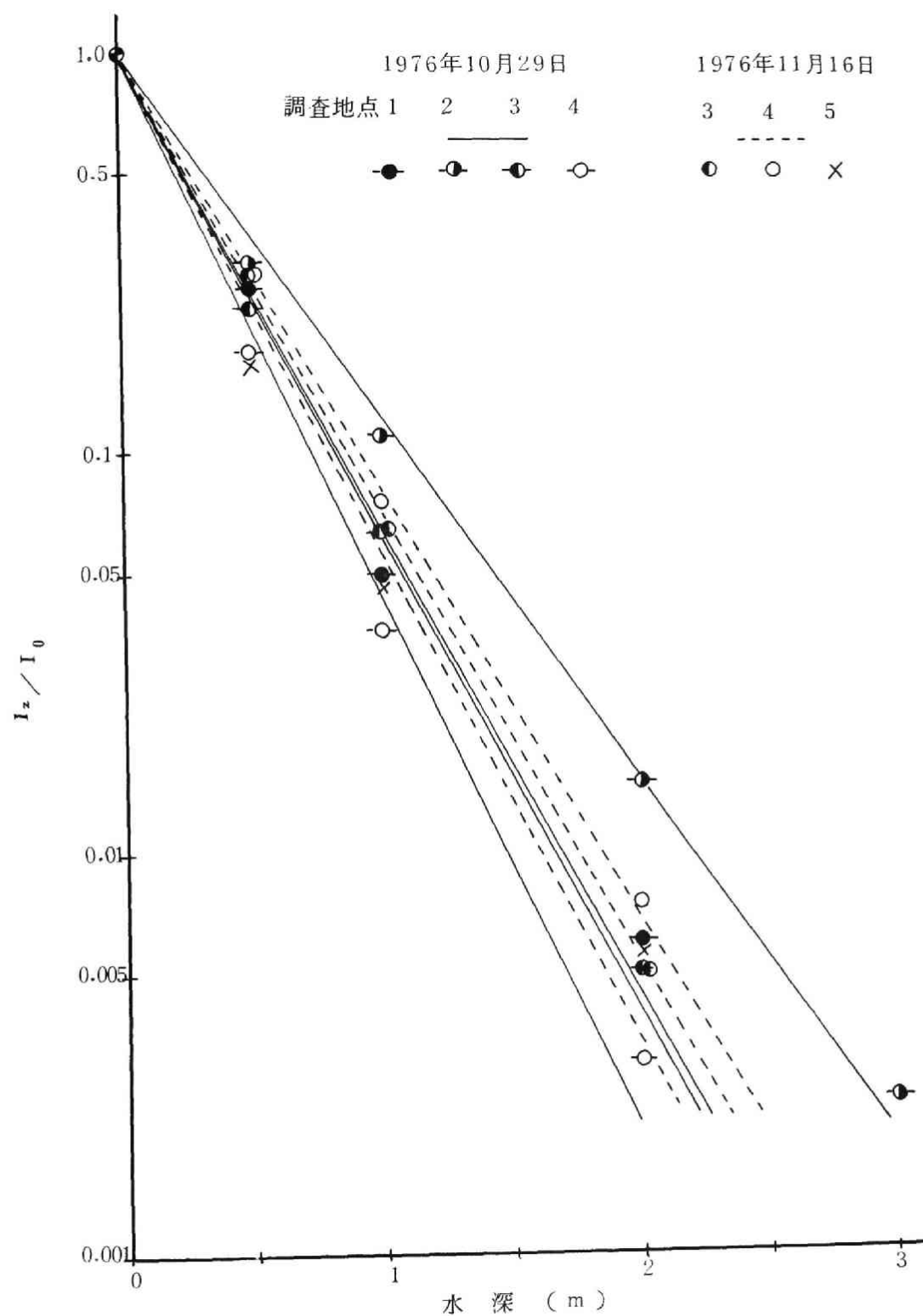


図 6 - 21 水中での照度の減衰

$$\epsilon = g M + h \quad (6-5)$$

と表わされる。そして、 z_e は透明度 $Tr(m)$ と比例関係にあり、比例定数 g を用いて、

$$z_e = g \cdot Tr \quad (6-6)$$

と示され、結局次式が成立する。

$$\frac{1}{Tr} = \frac{g \cdot g}{4.6} M + \frac{g \cdot h}{4.6} \quad (6-7)$$

図 6-21 には、水中での光の減衰の状態、すなわち式 (6-3) で示される Lambert-Beer の法則について示すが、この図の $I_z/I_0=0.01$ となる水深 z より生産層の深さ z_e を得ることができる。図 6-22 には z_e と Tr との関

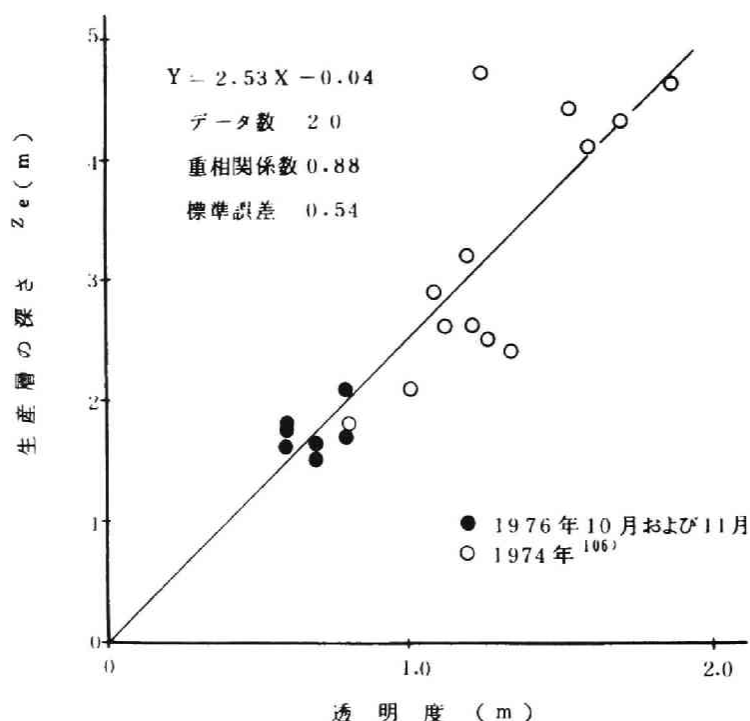


図 6-22 生産層深さと透明度との関係

係 (式 6-6) を示す。これより、 $g=2.5$ が得られるが、式 (6-4) と (6-6) およびこの g の値より、

$$\varepsilon = 1.8 / T_r \quad (6-8)$$

という関係が得られる。比例定数 q の値および式 (6-8) の関係は、海や湖においてよく使われる値とよく一致している。図 6-23 には $1/T_r$ と SS と

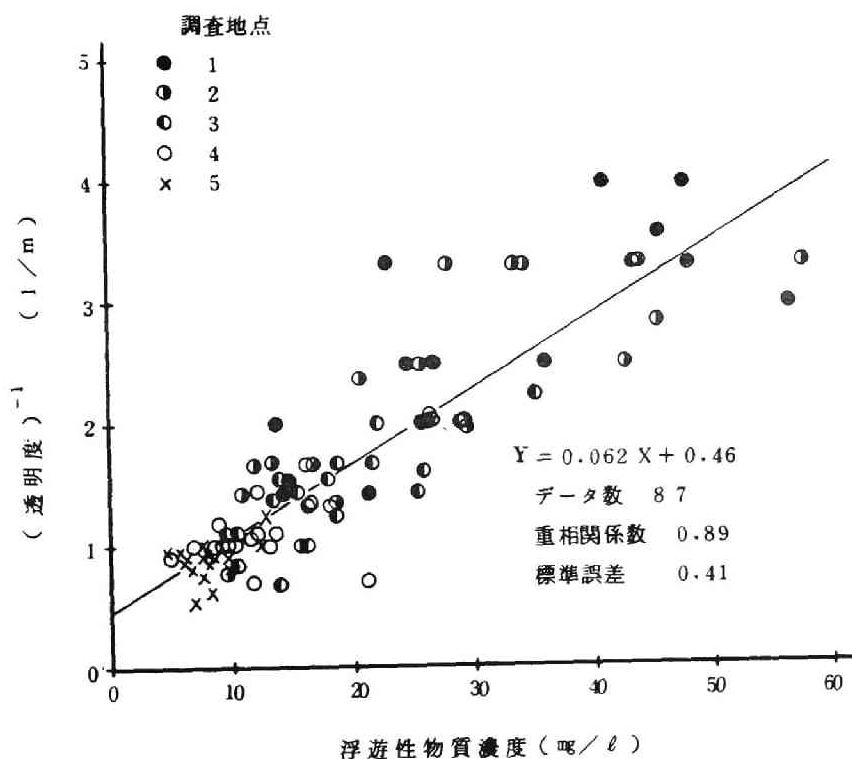


図 6-23 $(\text{透明度})^{-1}$ と浮遊物質濃度との関係

の関係、および図 6-24 には $1/T_r$ とクロロフィル a との関係 (式 6-7) を示す。これより SS の場合は $g = 0.11$, m^{-1} (SS mg/l) $^{-1}$, $h = 0.85 m^{-1}$ が、クロロフィル a の場合は $g = 1.6$, m^{-1} (クロロフィル a mg/l) $^{-1}$, $h = 1.3 m^{-1}$ が得られる。そして、結局つぎのように表示される。

SS の場合

$$z_e = 1 / (0.024M + 1.8) \quad (6-9)$$

クロロフィル a の場合

$$z_e = 1 / (3.5M + 0.29) \quad (6-10)$$

ここで得られた係数 g の値は、藻類の増殖による減衰係数の変動比と解せられるが、他の湖で得られたものとよく一致している。一方 h の値は、藻類量等に

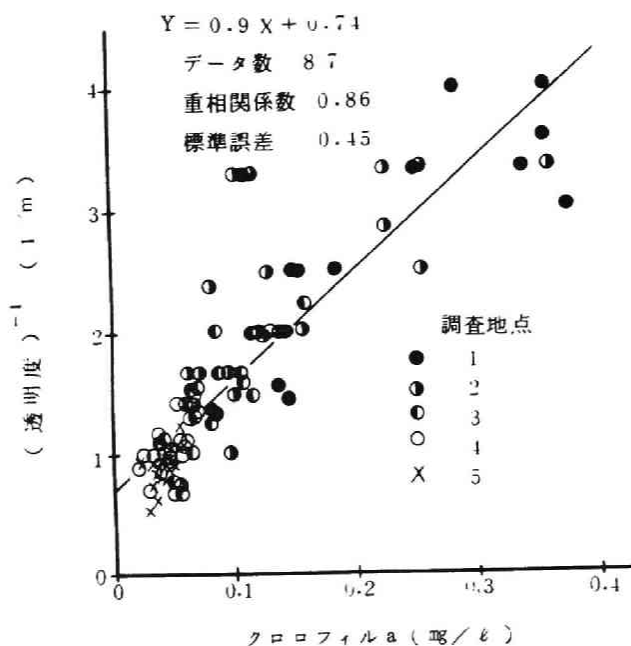


図 6-24 (透明度)⁻¹ とクロロフィル a との関係

関係しない湖水自体の減衰係数と解せられるが、他の湖で得られた値より⁶⁾10倍程度高い値であり、透明度は藻類が全く存在しない状態でも2m程度であることが示されている。これは霞ガ浦の湖水自体にミクロンオーダー以下の着色物質が含まれ光の透過をさえぎるためと考えられる。

式(6-10)を用いてクロロフィル a と生産層の深さ z_e との関係を示したのが図6-25である。これよりクロロフィル a が $50 \mu\text{g}/\ell$ のときは $z_e = 2.2 \text{ m}$, $100 \mu\text{g}/\ell$ のときは, $z_e = 1.6 \text{ m}$, $200 \mu\text{g}/\ell$ のときは $z_e = 1.0 \text{ m}$, $300 \mu\text{g}/\ell$ のときは $z_e = 0.75 \text{ m}$ 程度であることがわかる。

調査地点1における水深方向の水温および溶存酸素の変動を図6-26に示す。顕著な成層状態は生じないが、天候の良いときには1m当たりで2~3°C異なる場合もあったがこの状態は3~4日間も継続はしなかった。この地点でのクロロフィル a は調査期間中 $200 \mu\text{g}/\ell$ 以上であることが多かった(図6-9)が、この場合の生産層の深さ z_e である(図6-25)1m付近で、光合成の程度を示す指標である溶存酸素が急に低下している。

調査地点2, 3, 4および5における水温および溶存酸素の沿直分布をそれ

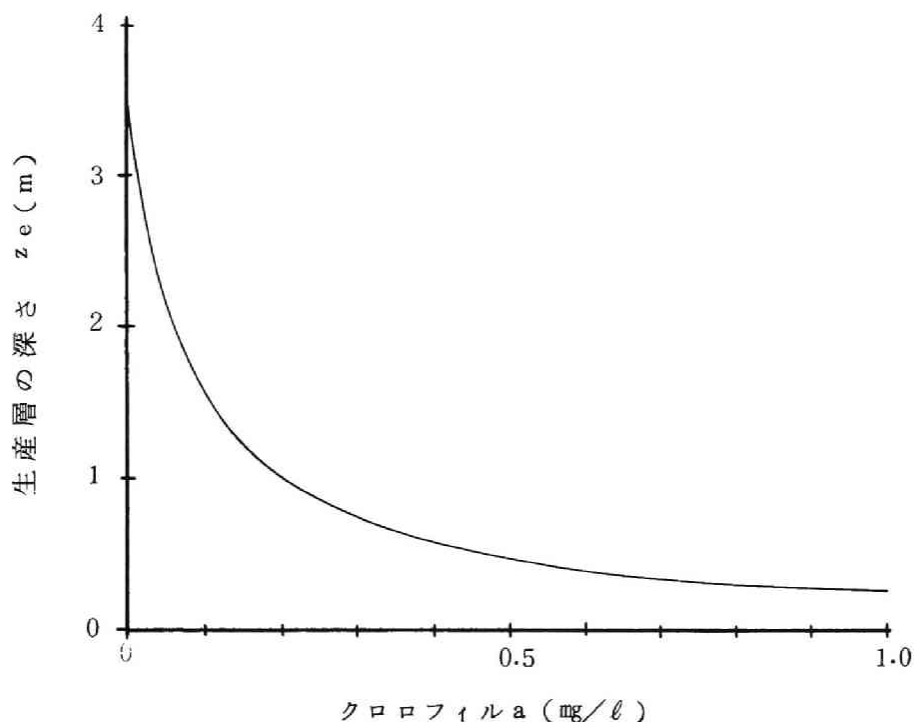


図 6-25 生産層の深さ z_e とクロロフィル a との関係

それ図 6-27, 6-28, 6-29, および 6-30 に示す。いずれの地点においても顕著な温度躍層は生成せず、天候の良いときに 1 m 当たりで $2 \sim 3^{\circ}\text{C}$ 異なるときもあったが、この場合も 3~4 日間も継続はしなかった。そして各地点でのクロロフィル a の現存量に相当する z_e の深さの位置付近での溶存酸素の急激な低下が観察された。図 6-29 (地点 4) には pH の水深方向の変動も同時に示してあるが、溶存酸素の場合と同様に、 z_e 付近である水深 2~3 m (クロロフィル a $30 \mu\text{g/l}$ 前後、図 6-10 および図 6-25) において、光合成活性の極端な低下による pH の低下が示されている。

なお、DO および pH が湖底の近くで低くなる場合もあるが、これは底泥表層での微生物活動による影響も考えられる。

図 6-31 には、調査地点 4 におけるクロロフィル a、炭水化物含有率および全炭酸 (炭素表示) の水深方向の変動を示す。クロロフィル a は、比較的比重の大きい珪藻が優占種である 8 月初めまでは下方にいくほど多くなるが、その後は水深方向の変化はあまりみられない。しかし比重の小さい *Microcystis* が優占種となった 9 月 20 日には、クロロフィル a は表層で大変多くなっている。炭水化物含有率および全炭酸は、光合成活動のために生産層の深さ z_e 付近

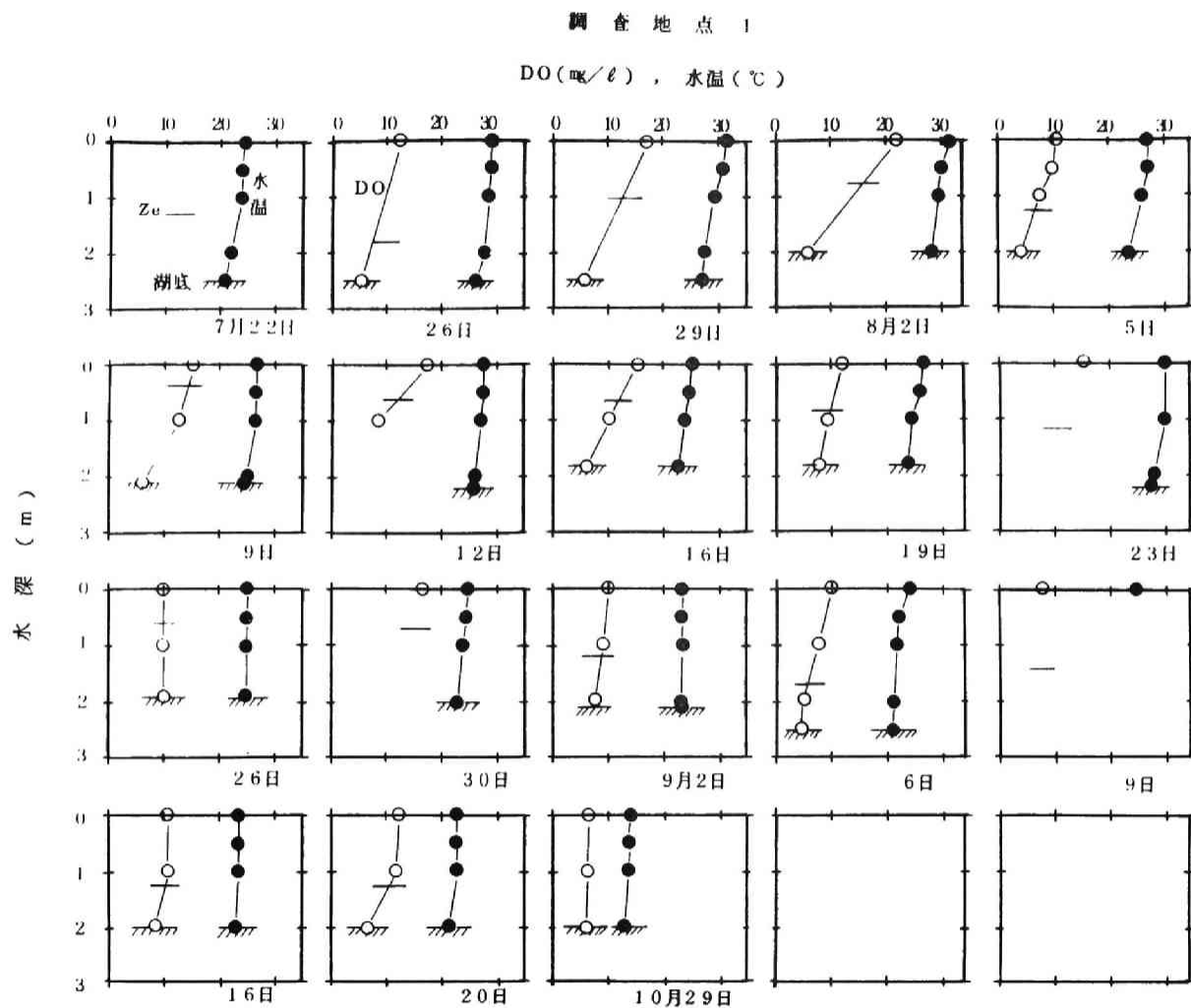


図 6 - 26 水温と溶存酸素の沿直分布 (1976 年)

調査地点 2

DO (mg/l) , 水温 (°C)

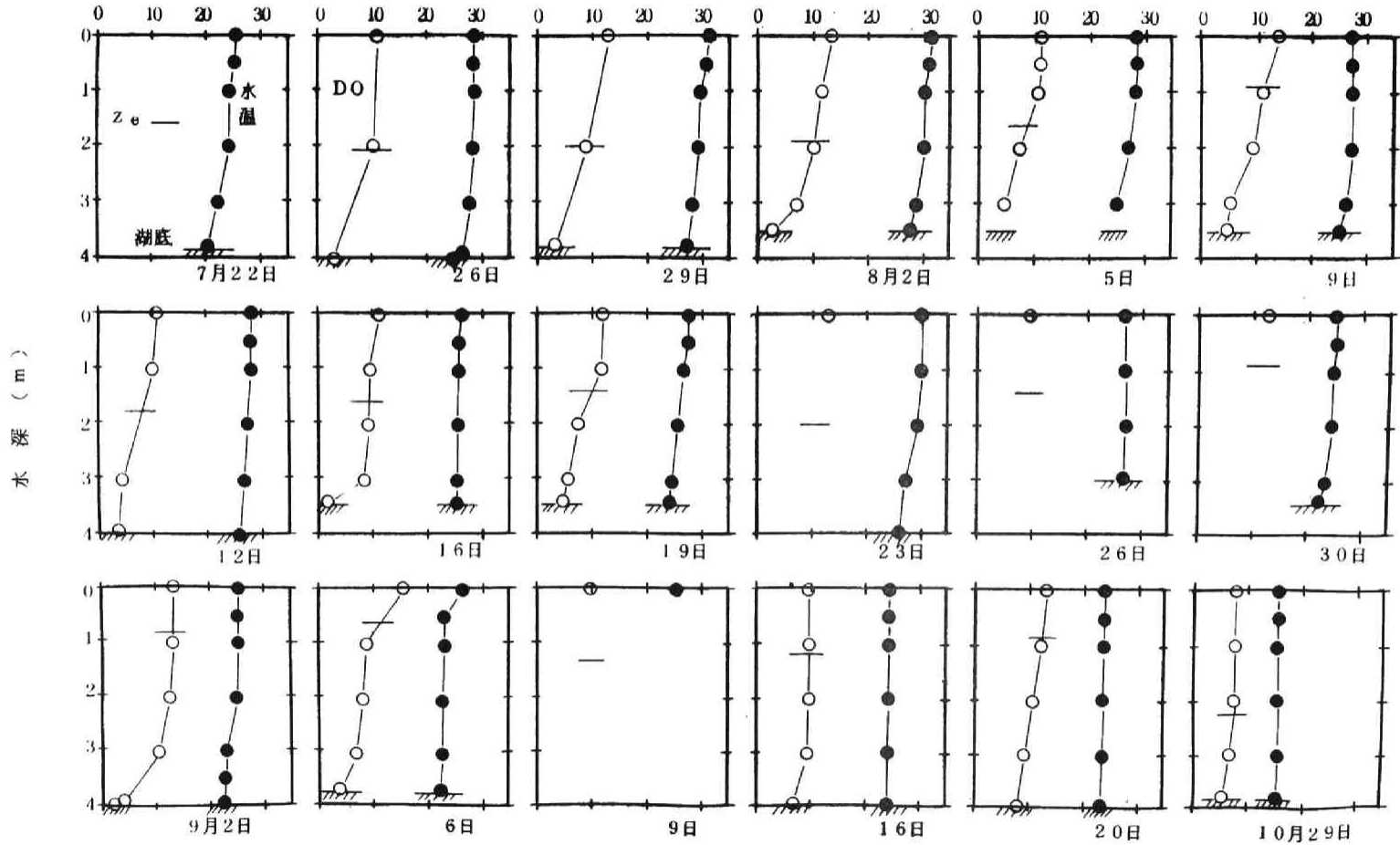


図 6 - 27 水温および溶存酸素の沿直分布 (1976年)

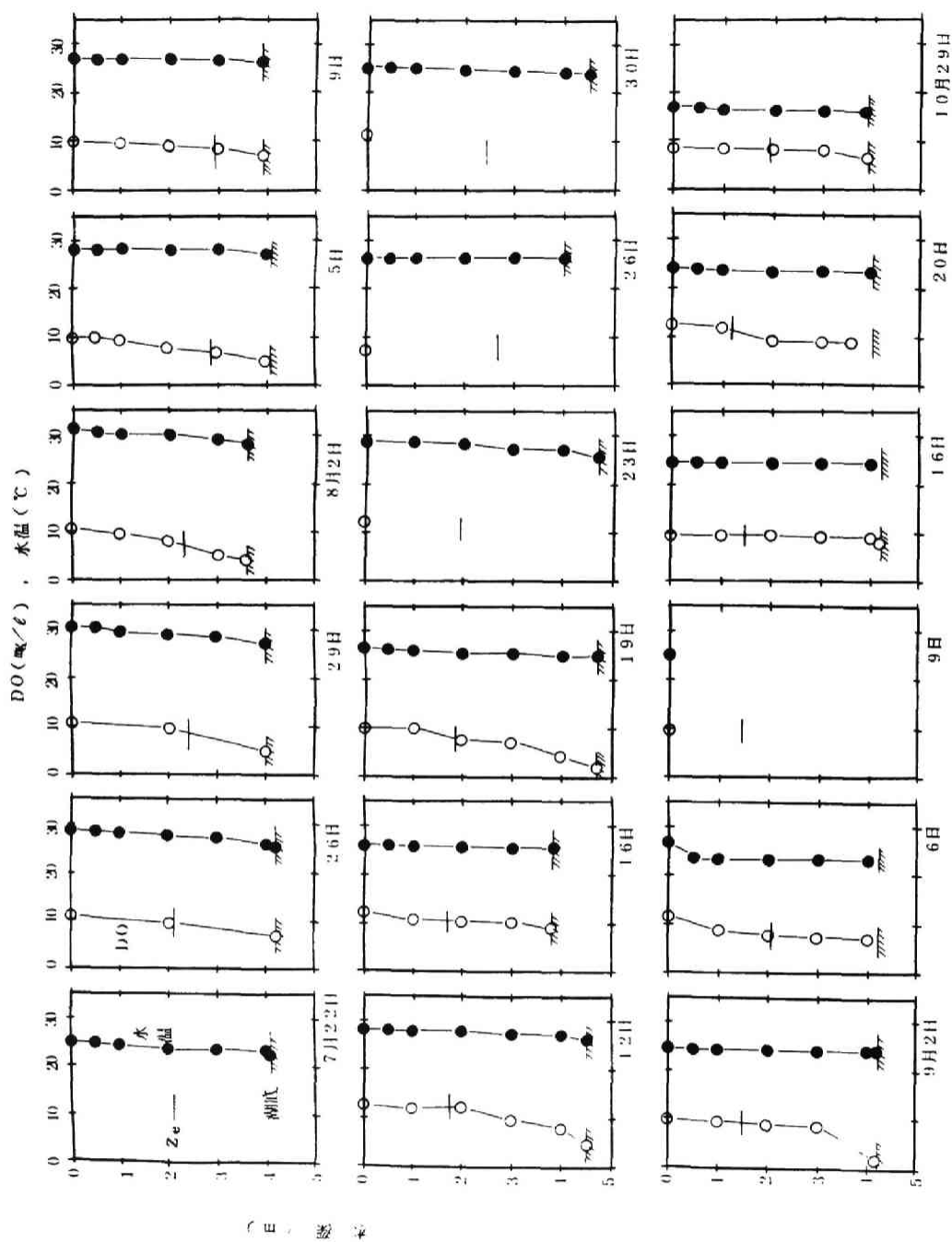


図 6-28 水温および溶存酸素の沿直分布 (1976年)

調査地点：
pH

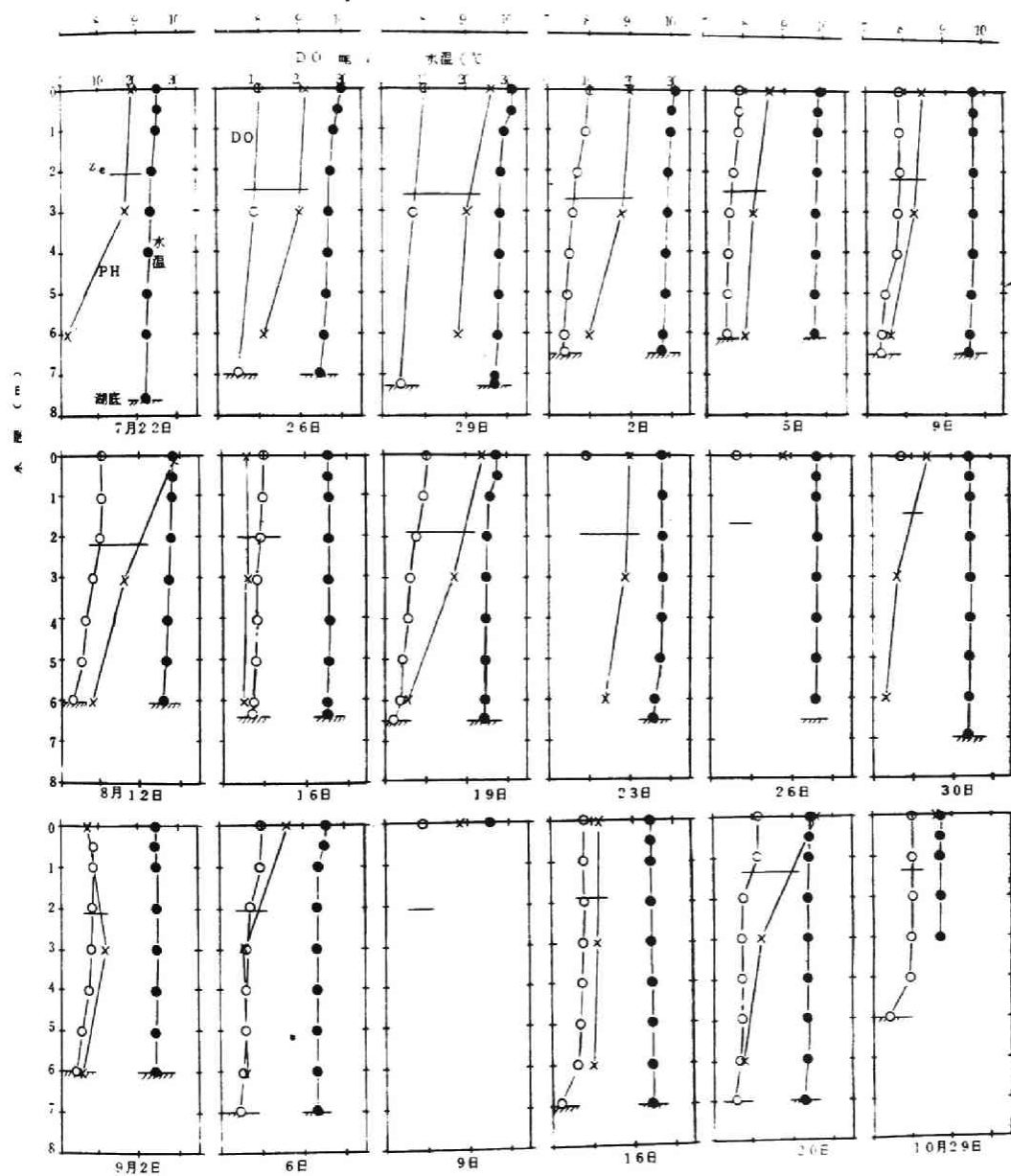


図6-29 水温，溶存酸素およびpHの沿直分布（1976年）

調査地点 5

DO (mg/L) , 水温 (°C)

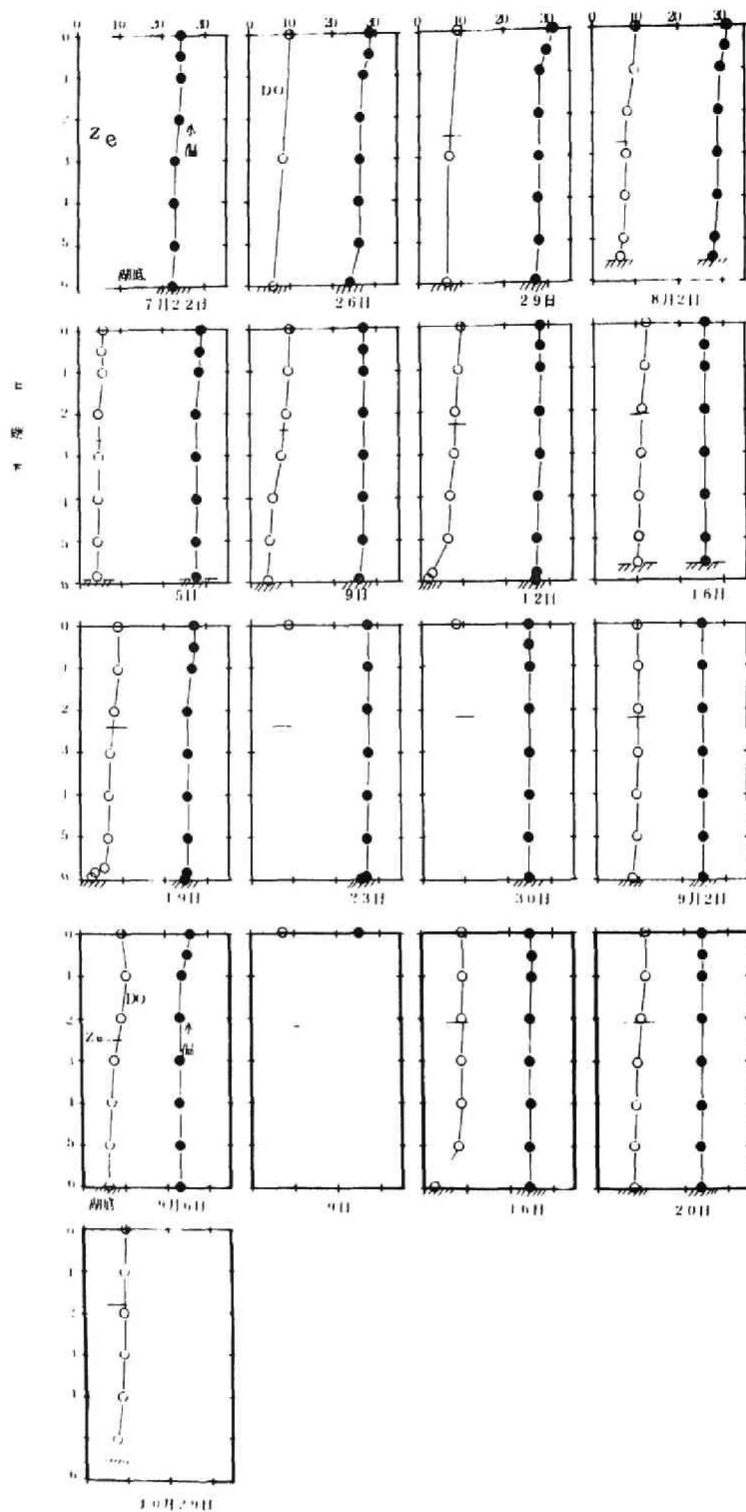


図 6-30 水温および溶存酸素の沿直分布 (1976年)

調査地点 4

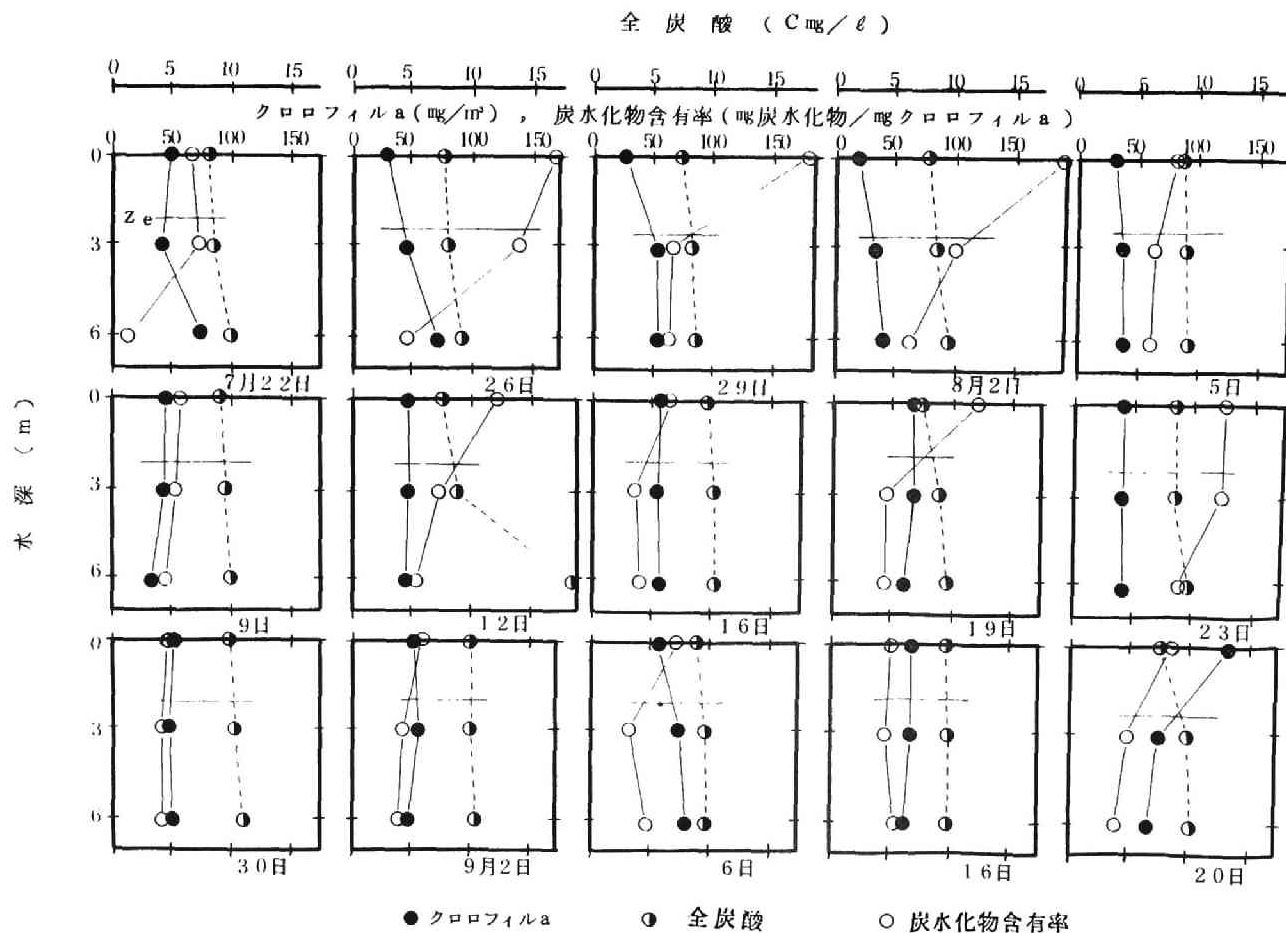


図 6-31 クロロフィル a, 炭水化物含有率および全炭酸の沿直分布 (1976年)

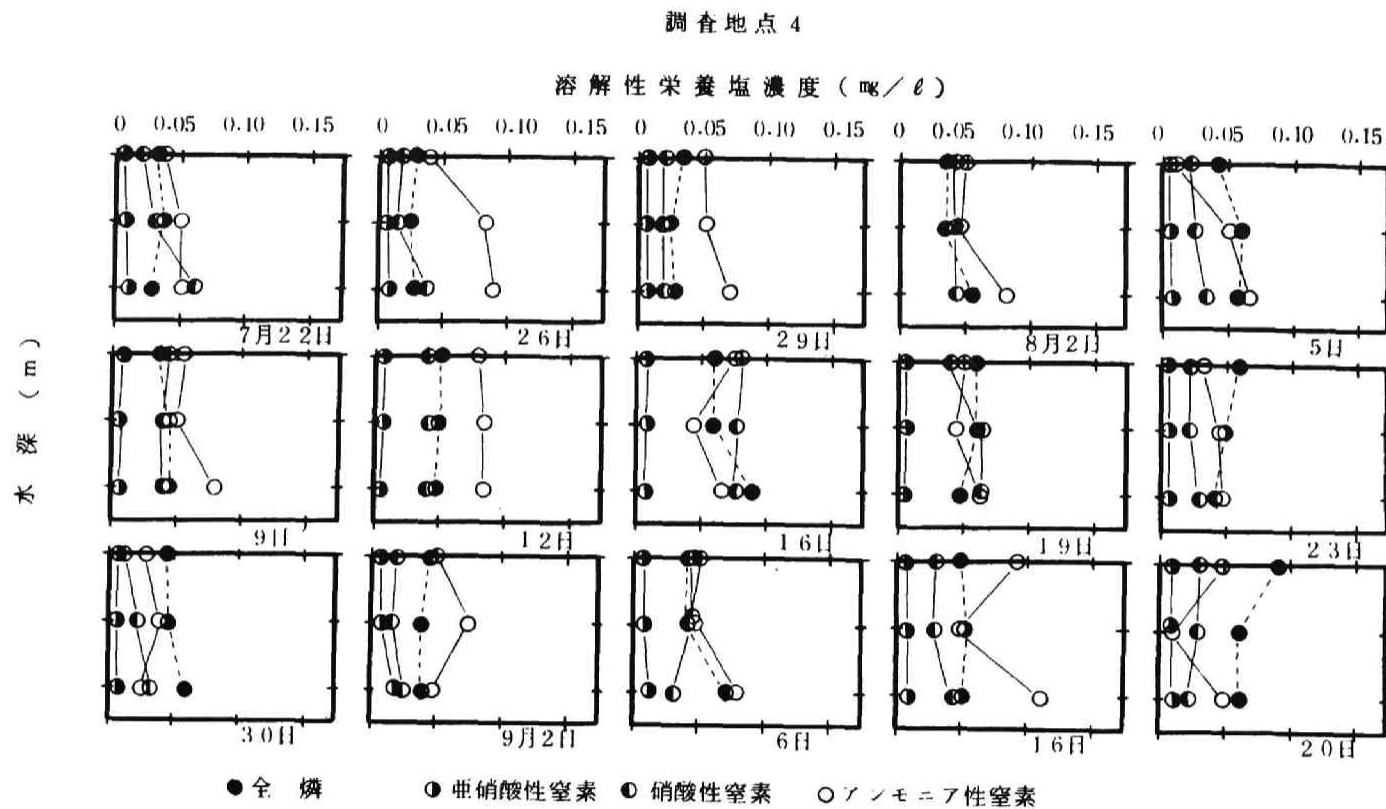


図 6-32 溶解性の磷および無機性窒素の沿直分布 (1976 年)

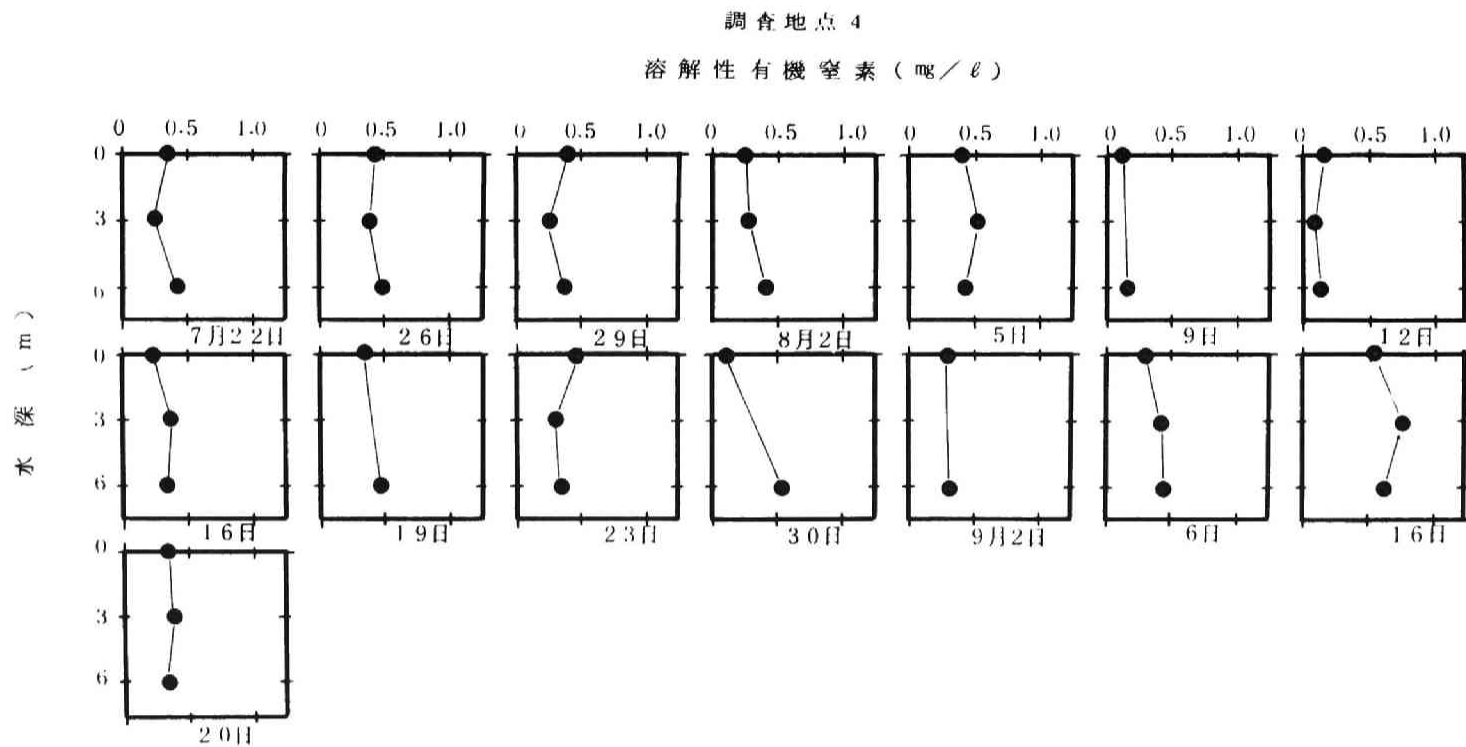


図 6-33 溶解性の有機窒素の沿直分布 (1976年)

である2～3 mで大きく変動し、前者は低下、後者は増加する傾向にある。

図6-32および6-33には、地点4における溶解性の全磷および窒素の沿直分布を示すが、総じて下層で増加する傾向にある。これは、下層において藻類の利用の不活発なことにもよるが、底泥からの栄養塩の供給も考えられるであろう。

(2-4) 藻類の化学的組成

栄養塩の状態や光合成活性の状態により藻類中の化学的組成は変化することが知られているが、ここでは夏期の調査期間中は比較的環境条件の変動が小さいとして、まず表層水のデータについて最小二乗法による直線 ($Y = aX + b$) 近似を行ない、サンプリング地点全体にわたる平均的な組成の算出を試みる。

図6-34には、浮遊物質(SS)濃度とクロロフィルaとの関係を示す。

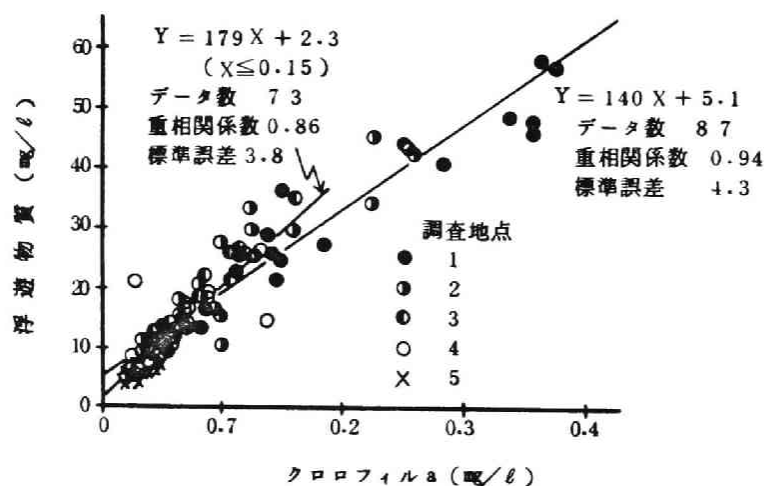


図6-34 浮遊物質濃度とクロロフィルaとの関係

藻類量が大きくなるにつれてSS中のクロロフィルaの占める割合が大きくなることが示されるが、クロロフィルaが150 $\mu\text{g}/\text{l}$ 以下のデータに対しては179 mg SS/mgクロロフィルa (重相関係数0.86)であり、全体のデータに対しては140 mg SS/mgクロロフィルa (重相関係数0.94)であった。

図6-35には、SS中の炭水化物の含有量とクロロフィルaとの関係を示す。炭水化物量は光合成産物であり光合成活性の状態により大きく変動するが(図6-18)、平均的な値を求めると、クロロフィルaが300 $\mu\text{g}/\text{l}$ 以下のデータに対しては66 mg 炭水化物/mgクロロフィルa (重相関係数0.83)

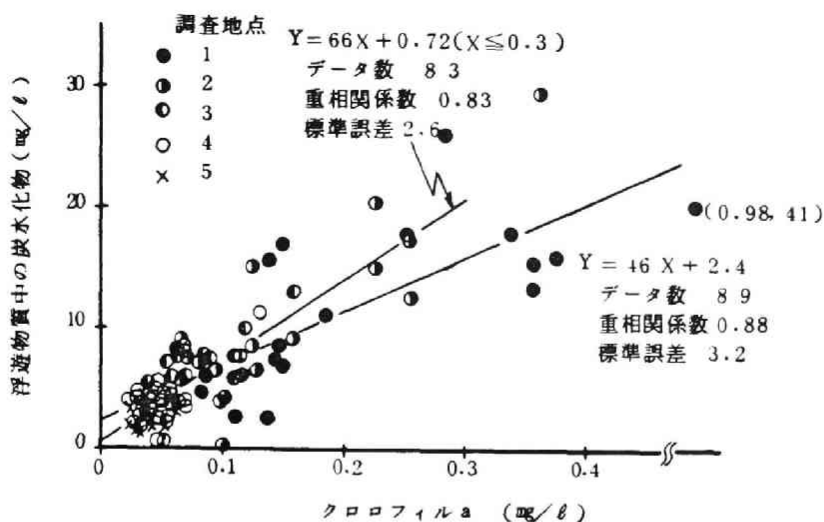


図 6 - 35 浮遊物質中の炭水化物量とクロロフィル a との関係

であり、全体のデータに対しては 46 mg 炭水化物 / mg クロロフィル a (重相関係数 0.88) であった。

SS 中の炭素量とクロロフィル a との関係を図 6 - 36 に示す。SS 中の

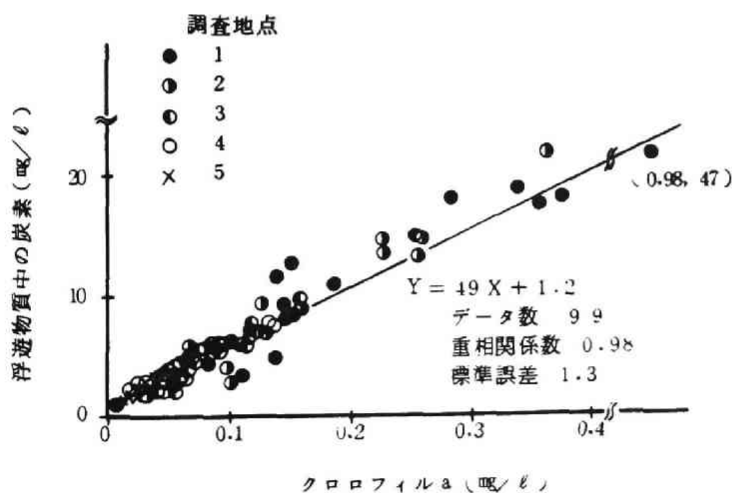


図 6 - 36 浮遊物質中の炭素量とクロロフィル a との関係

炭素含有量はあまり変動せずに $49 \text{ mg C} / \text{mg}$ クロロフィル a (重相関係数 0.98) であった。

SS 中の窒素あるいは磷とクロロフィル a との関係をそれぞれ図 6-37 お

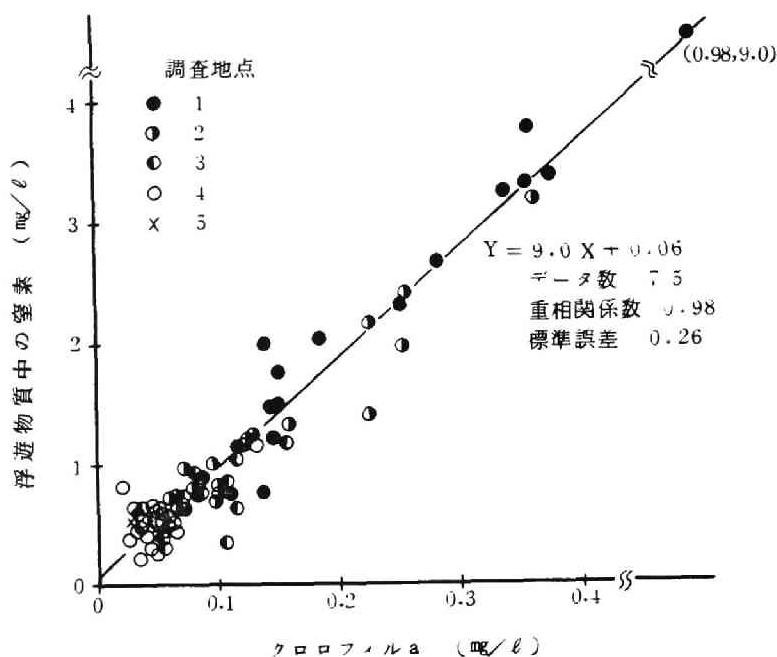


図 6-37 浮遊物質中の窒素量とクロロフィル a との関係

よび図 6-38 に示す。窒素含有率は $9.0 \text{ mg N} / \text{mg}$ クロロフィル a (重相関係数

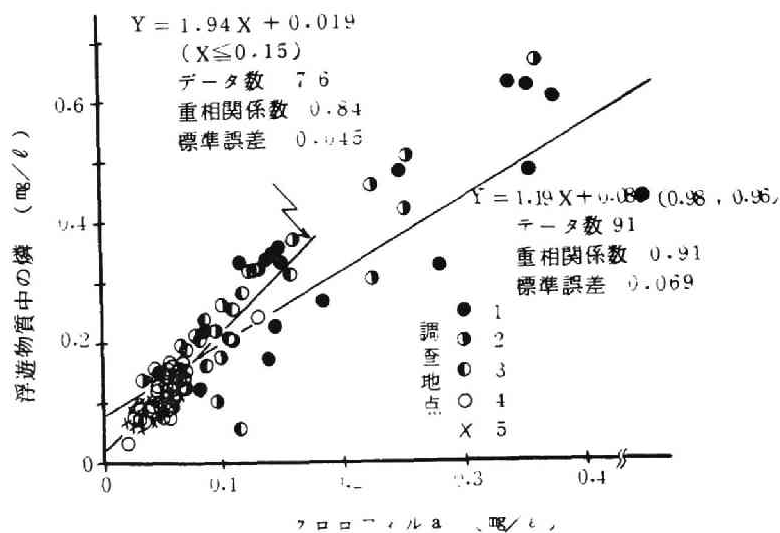


図 6-38 浮遊物質中の磷量とクロロフィル a との関係

0.98) で比較的一定であった。磷が過剰にある場合には藻類中に余分の磷が蓄積されることが知られているが、本調査においてもこの傾向がみられ、磷の含有率はクロロフィル *a* が大きくなるにつれて小さくなる傾向が示され、クロロフィル *a* が $150 \mu\text{g}/\ell$ 以下のデータに対しては $1.94 \text{ mg P}/\text{mg}$ クロロフィル *a* (重相関係数 0.84), 全体のデータに対しては $1.19 \text{ mg P}/\text{mg}$ クロロフィル *a* (重相関係数 0.91) であった。尚, SS 中の窒素量はケルダール法と CHN コーダによる方法との両方で測定したが、図 6-39 に示すように両者の間で

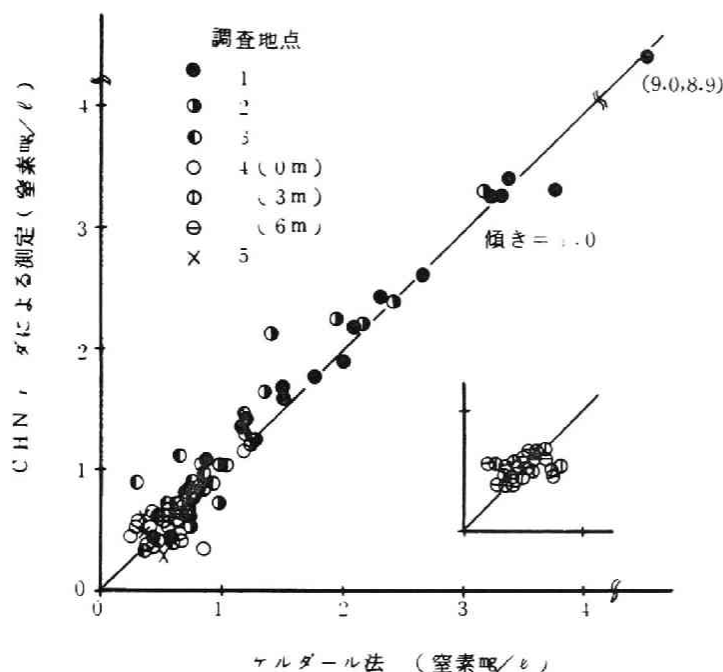


図 6-39 浮遊物質中の窒素測定法の比較

は測定値に差異はなかった。

本調査の水域において、SS 中のほとんどは藻類であるとして、以上得られた値を整理して藻類組成を示したのが表 6-3 である。尚、この表には、比較のためよく用いられる藻類組成の値や他の研究者による測定値も同時に示してある。これによると、クロロフィル *a* が $150 \mu\text{g}/\ell$ 以下のときの磷含有率が大きい以外は、他の研究者による値と同程度であった。

つぎに水深によるこれら藻類の化学組成に及ぼす影響について考察を試みる。

図 6-40 には、地点 4 の表層、水深 3 m および 6 m の位置でのクロロフィ

表 6 - 3 藻 類 組 成

(単位 mg/mg)

試 料	乾燥重量当たりの割合					N/C	P/C	炭水化物/C	C/Chl. ^a	N/Chl. ^a	P/Chl. ^a	炭水化物/Chl. ^a	備 考
	クロロフィル ^a	窒 素	磷	炭 素	炭水化物								
霞ガ浦高浜入 (1976年夏)	0.0056	0.050	0.011	0.27	0.37	0.18	0.040	1.35	4.9	9.0	1.94	6.6	クロロフィル ^a が150 μg/μl以下
"	0.0071	0.064	0.0086	0.35	0.33	0.18	0.024	0.94	4.9	9.0	1.19	4.6	すべての サンプル
C ₁₀₆ N ₁₆ RH ₂₀₈ O ₄₈₀ ⁴⁰⁾	—	0.086	0.0090	0.36	—	0.18	0.025	—	—	—	—	—	—
メンドタ湖 ⁹⁸⁾	—	0.073 (0.093)	0.0093 (0.0052)	—	—	—	—	—	—	—	—	—	16種の 平均 (Microcystis)
Shagawa湖 ⁶⁾	—	—	—	—	—	—	—	—	—	7.2	0.63	—	—
海水性藻類 ⁸³⁾ (Parsons, et al. 1961)	0.017	0.063	0.016	0.39	0.23	0.16	0.041	0.59	2.3*	3.7*	0.94*	1.4*	11種の平均 *クロロフィル カロテンの総和
Chlorella sp. 第五章	0.012	0.086	0.0084	—	0.55	—	—	—	—	7.2	0.70	4.6	磷が欠乏状 態のとき

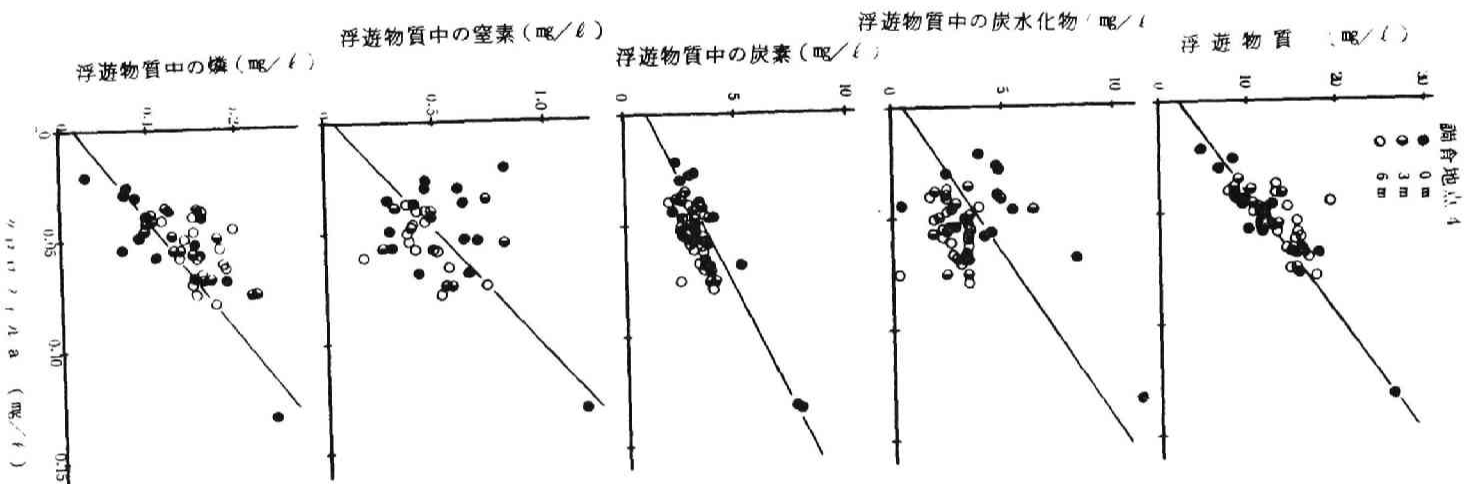


図 6-40 生物組成の水深による影響

ル a と SS, SS 中炭水化物, SS 中炭素, SS 中窒素および SS 中燐との関係を示す。これらの図における直線は、地点 1 から地点 5 までの表層のデータに対する平均的な関係を示すものである。クロロフィル a と SS および SS 中窒素との関係については表層水に関する関係と同様である。クロロフィル a と SS 中炭水化物および SS 中炭素との関係については、前述のように生産層の深さは 2.5 m 前後であるために、水深 3 m から 6 m になるにつれて表層での含有率より幾分小さくなる傾向が示されている。クロロフィル a と SS 中燐との関係については、地点 4 でのデータは全体的に平均含有率より大きく、また深くなるにつれて大きくなる傾向が示される。後者の傾向については底泥からの燐の溶出の影響が考えられ、この点に関する調査が今後必要であろう。

(2-5) 藻類の一次生産に伴う水質相互間の関係

式 (6-1) および (6-2) で表示されるように、藻類の一次生産によって二酸化炭素が消費され、炭水化物が合成され、酸素が放出され、そしてこれに伴って pH が上昇する。したがって、藻類の一次生産が活発な状態ではこれら 4 つの水質項目の挙動は重要であり、特定の湖水においてはこれら四者の間には特有の関係があるものと考えられる。

図 6-4-1 には、溶存酸素と全炭酸（炭素量表示）との関係を示す。溶存酸素は全炭酸の消費に伴って増加している。図中には式 (6-1) で示される光合成式の光合成商が 1.0 である場合の化学量論的な関係を示す傾き 2.67 ($\text{mg O}_2 / \text{mg CO}_2\text{-C}$) を有する直線を参考のために示してあるが、データはこの関係にほぼ従うことがわかる。

特定の湖水の pH は、特異な流入水の影響の少ない場合には、主として微生物の活動によってもたらされる全炭酸の変動によって支配される (式 6-2)。

図 6-4-2 には、pH と全炭酸（炭素量で表示）との関係を示す。各地点での緩衝作用により程度は異なるが、全炭酸の量が少なくなるにつれて pH が上昇し、その上昇の程度は pH 9 前後より幾分緩やかとなる傾向が示されている。

以上の三者の変化は藻類の光合成作用により主に支配されると考えられる。図 6-4-3 には、SS 中の炭水化物量と溶存酸素との関係を示す。光合成産物である炭水化物量が増加するにつれて溶存酸素が増加する傾向が示されている。図 6-4-4 には、光合成速度と溶存酸素との関係を示す。光合成速度の測定は溶存酸素測定後に擬似現場法で行なったものであり、両者の間には測定の

時間的および場所的な差がある。そのためにデータはバラツキを示すが、光合成速度が大きいときには溶存酸素が高いという傾向が示されている。

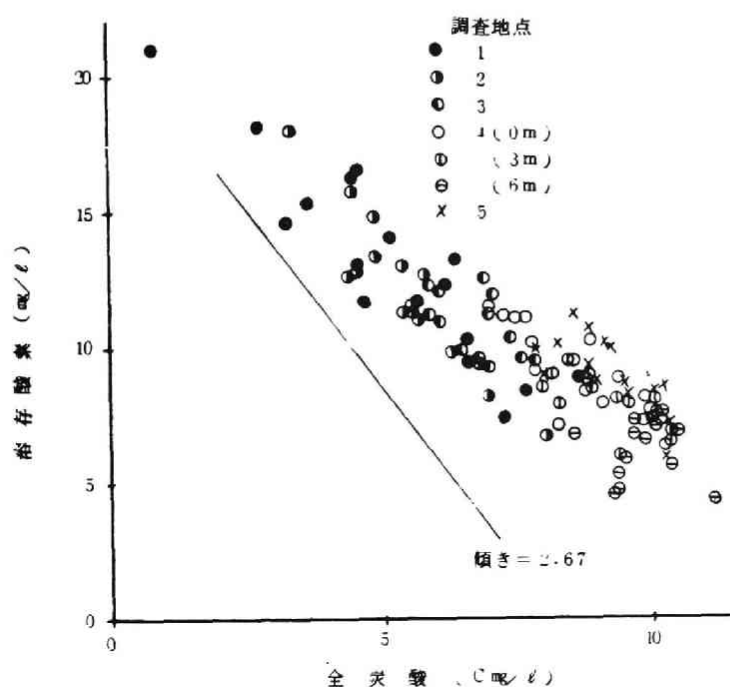


図 6-41 溶存酸素と全炭酸との関係

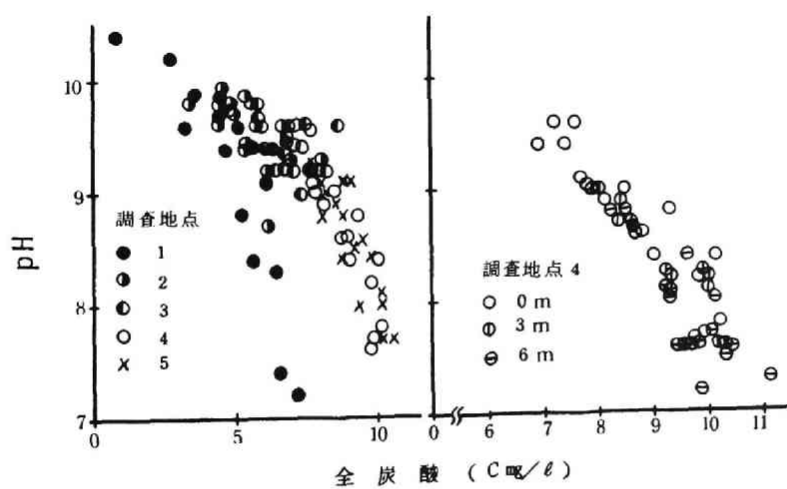


図 6-42 pH と全炭酸との関係

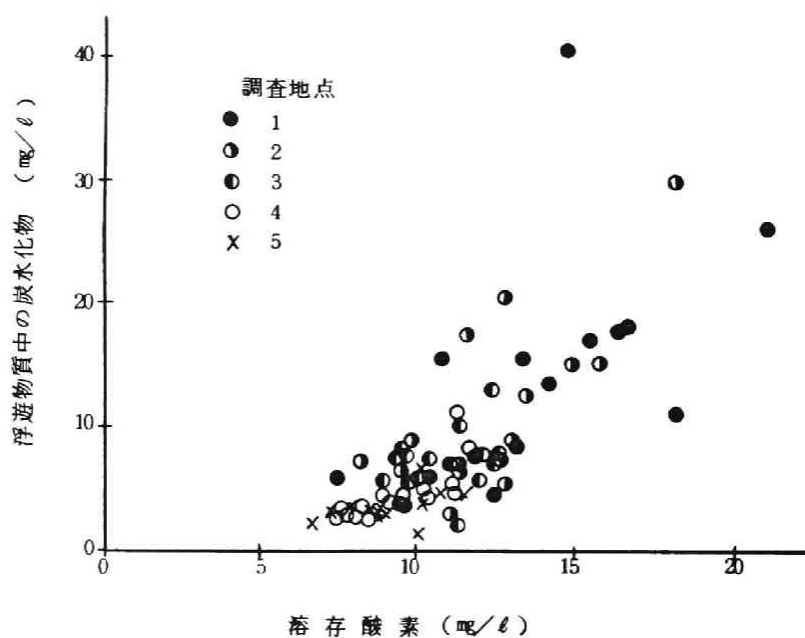


図 6 - 43 溶存酸素と浮遊物質中の炭水化物量との関係

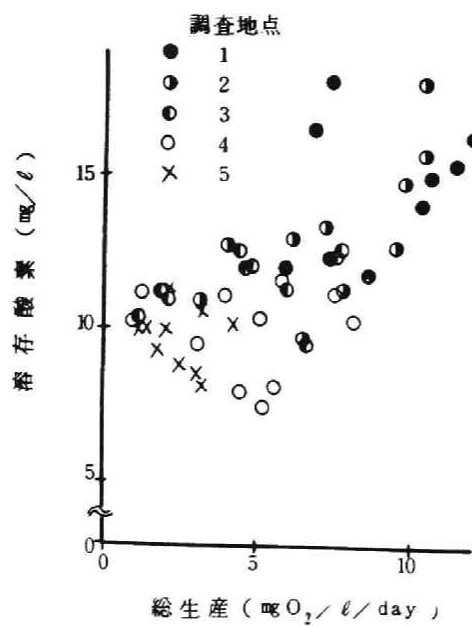


図 6 - 44 溶存酸素と光合成量との関係

(2-6) 栄養塩の収支

図6-1で示されるような測定地点に合わせた区画割を行ない、測定期間中(7月14日~9月20日)の平均値を各区画での代表値として用いて、この期間中における各区画での栄養塩(C, N, P)の挙動について検討を試みる。

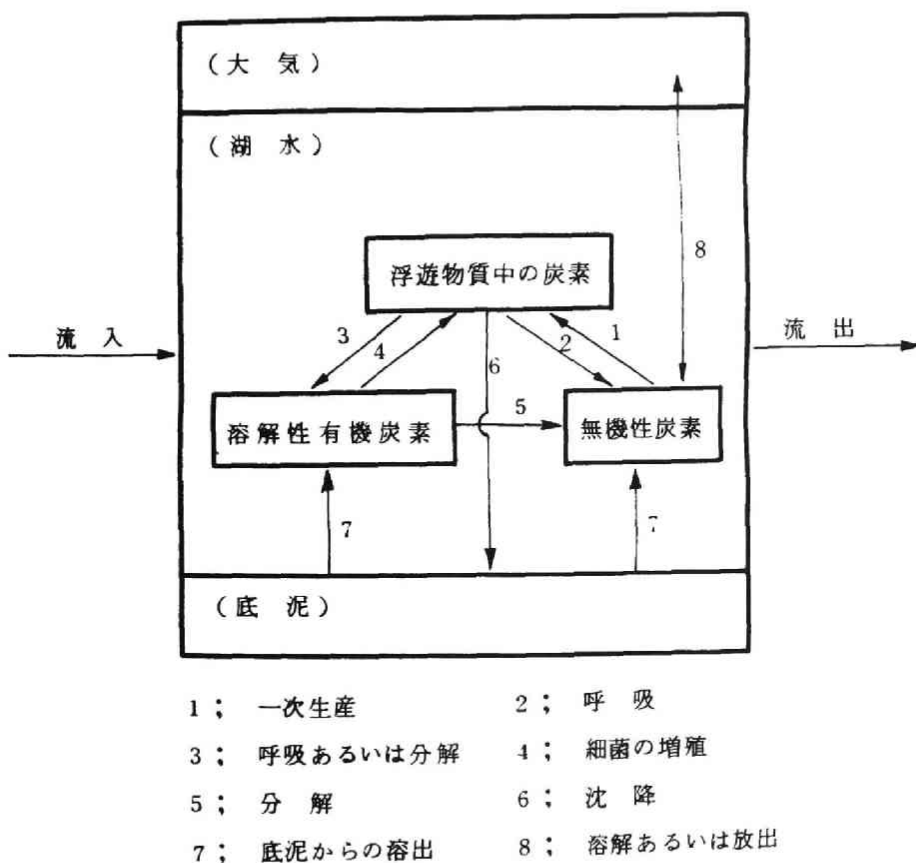


図6-45 湖沼における炭素の挙動

炭素を例として、各区画での栄養塩の挙動を図6-45に示す。これらのうち経路1~5の速度については、例えば ^{14}C をトレーサーとした実験により求めることができるが、本研究に用いた酸素法によると、無機炭素から有機炭素への変換は一次生産速度により、そして有機炭素から無機炭素への変換は呼吸速度により大略を把握することができる。窒素や磷についても、炭素の挙動と同様に取り扱うことができる。

表6-4には、各区画への流入河川による炭素、窒素および磷の1日当たり

の流入量（表 6-1 参照）を示す。尚，粒子中有機性炭素（POC）および溶解性の有機性炭素の測定値は入手できなかったため，COD の値に 0.375（COD は有機性炭素のみによるものと仮定）を乗じて得た。また，この時期における無機性炭素の値も入手できなかったため，その後継続している調査での値（1976 年 11 月 16 日～1977 年 2 月 17 日の平均値）を仮に用いて試算した。

表 6-5 には，栄養塩等の平均値（7 月 14 日～9 月 20 日，1976 年）等の計算に必要な諸要素の値をまとめて示す。この表に示される栄養塩濃度を各区画での代表値として，各区画におけるこれら栄養塩の各形態の存在量を計算した値を表 6-6 に示す。表 6-5 に示される栄養塩濃度を代表値として計算した測

表 6-4 流入河川による栄養塩の流入量

項目 \ 区画	1	2	3	4	備 考
流量 (m^3/day)	367×10^3	0	179×10^3	132×10^3	
炭素 (ton/day)	POC	0	} 0.6	} 0.3	COD の値に 0.375 を乗じて 算出
	DOC	0			
	IC	(4.1)	—	—	※注) —はデータ無し
窒素 (ton/day)	PON	0	} 0.14	} 0.06	
	DON	0			
	IN	0.78	0.48	0.19	
磷 (ton/day)	POP	0	} 0.170	} 0.025	
	DTP	0			

※ 1976 年 11 月 16 日～1977 年 2 月 17 日のデータの平均値により試算

POC：SS 中の有機性炭素 DON：溶解性の有機性窒素
 DOC：溶解性の有機性炭素 IN：無機性の窒素
 IC：無機性の炭素 POP：SS 中の有機性磷
 PON：SS 中の有機性窒素 DTP：溶解性の全磷

定期間（7 月 14 日～9 月 20 日，1976 年）中の各区画から次の区画への 1 日当たりの平均流出量を各形態別に表 6-7 に示す。表 6-5 に示される光合成速度および呼吸速度に伴う炭素，窒素および磷の変化速度を，光合成商を 1.0 とし式（6-1）に示される関係を用いて換算（0.375 を乗ずる），ならびに表 6

表 6-5 栄養塩等の平均値 (7/14~9/20, 1976)

区画 項目	1	2	3	4	備 考
容 積 (m^3)	375×10^4	277×10^4	5563×10^4	2568×10^4	図 6-1 表 6-1
表 面 積 (ha)	2.68	1.19	16.55	6.82	
平均水深 (m)	1.4	2.3	3.4	3.8	
流入(流出)流量 (m^3/day)	367×10^3	367×10^3	546×10^3	678×10^3	
滞留時間 (day)	10.2	7.5	101.9	37.9	
クロロフィル a ($\mu g/l$)	233	147	77	52	生産層の深さは クロロフィル a の 値より式 6-1 を 用いて算出
生産層の水深 (m)	0.9	1.2	1.8	2.1	
光合成速度 ($mg O_2/l/day$)	8.9	7.2	4.7	3.9	
呼吸速度 ($mg O_2/l/day$)	3.1	2.3	1.5	1.2	
炭 素 (mg/l)	POC	12.8	8.3	5.0	
	DOC	3.5	3.8	4.0	
	IC	5.0	5.5	7.1	
窒 素 (mg/l)	PON	2.32 (3.49)	1.32 (1.14)	0.67 (0.69)	() 内は 8 月の 平均値
	DON	0.24 (0.23)	0.26 (0.22)	0.29 (0.25)	
	IN	0.45 (0.18)	0.24 (0.14)	0.11 (0.11)	
磷 (mg/l)	POP	0.379 (0.537)	0.280 (0.268)	0.155 (0.152)	
	DTP	0.064 (0.068)	0.060 (0.069)	0.054 (0.057)	

—3 に示される N/C 比および P/C 比を用いて換算して求めた値を表 6-8 に示す。尚、一次生産は光合成層のみで起こり、呼吸は区画全域で起こるとして算出した。この表に示される純生産速度が、無機性から有機性への栄養塩の純変化速度であるとして解析することができる。

各区画における各栄養塩の形態別収支については、湖沼で生じている現象の 1 周期 (近似的には 1 年間) にわたるデータを用いて解析を行なう場合には、各区画における流入量と流出量および形態変化量でもって各区画毎に論じるこ

ことができるが、本研究のように夏期のみのデータを用いて栄養塩の収支について解析を行なう場合にはこの方法によっては行えない。ここでは、河川からの栄養塩の流入量は表6-4に示されるように年間を通じて一定として、例えば夏期の増減等は消失量あるいは追加供給量の形で論じることとする。そして、湖の中と外という捉え方を行ない、全調査期間に比し滞留時間が短かく、

表6-6 各区画の栄養塩の存在量 (7/14~9/20, 1976)

区画 項目		1	2	3	4	備 考
炭 素 (ton)	P O C	48.0	23.0	278.2	89.9	()内は 8月の平均
	D O C	13.1	10.5	222.5	107.9	
	I C	18.8	15.2	395.0	220.8	
窒 素 (ton)	P O N	8.70 (13.09)	3.66 (3.16)	37.27 (38.38)	14.12 (13.87)	
	D O N	0.90 (0.86)	0.72 (0.61)	16.13 (13.91)	8.22 (6.68)	
	I N	1.69 (0.68)	0.66 (0.39)	6.11 (6.12)	2.31 (2.31)	
磷 (ton)	P O P	1.42 (2.01)	0.78 (0.74)	8.62 (8.46)	3.21 (3.21)	
	D T P	0.24 (0.26)	0.17 (0.19)	3.00 (3.17)	1.16 (1.23)	

表6-7 各区画からの栄養塩の流出量 (7/14~9/20, 1976)

区画 項目		1	2	3	4	備 考
炭 素 (ton/day)	P O C	4.7	3.0	2.7	2.4	
	D O C	1.3	1.4	2.2	2.8	
	I C	1.8	2.0	3.9	5.8	
窒 素 (ton/day)	P O N	0.85	0.48	0.37	0.37	
	D O N	0.09	0.10	0.16	0.22	
	I N	0.17	0.09	0.06	0.06	
磷 (ton/day)	P O P	0.139	0.103	0.085	0.085	
	D T P	0.023	0.022	0.029	0.031	

調査前の影響が比較的少ない区画 1 および区画 1 と 2 の 2 区域について、これらの区域に存在する各形態の栄養塩に寄与する河川からの流入量および区域内での変化量について論じる。これらの量の収支の差については、図 6-45 に示される沈降（経路 6）速度や栄養塩の溶出（経路 7）速度あるいは追加供給量等の面から検討する。

表 6-8 各区画での栄養塩の形態変化速度（7/14~9/20, 1976）

項目 \ 区画		1	2	3	4	備 考
炭 素 (ton/day)	光合成量	8.0	3.9	53.0	21.3	光合成量を 1.0 として、0.375 を乗じて算出
	呼 吸 量	4.5	2.5	33.4	12.8	
	純生産量	3.5	1.4	19.6	8.5	
窒 素 (ton/day)	光合成量	1.44	0.70	9.54	3.83	N/C=0.18 (表 6-3)
	呼 吸 量	0.81	0.45	6.01	2.30	
	純生産量	0.63	0.25	3.53	1.53	
磷 (ton/day)	光合成量	0.320	0.156	2.120	0.852	P/C=0.04 (表 6-3)
	呼 吸 量	0.180	0.100	1.336	0.512	
	純生産量	0.140	0.056	0.784	0.340	

表 6-9 には炭素量についての収支を示す。存在量については、表 6-6 に示される各区画での存在量を加えて算出し、流入量については表 6-4 に示される流入量にそれらの河川が流下していく区画の滞留時間を乗じ、それらの値を対象区域について加算して算出したものである。変化量については表 6-8 に示される変化速度に各区画での滞留時間を乗じて、それらの値を加算して算出したものである。尚、前述のように、一次生産速度および呼吸速度を酸素法で測定したので有機性炭素(POC+DOC)および無機性炭素(IC)の収支について解析を試みた。表 6-9 によると、有機性炭素については区画 1 と 2 までは追加供給のあることが示されており、その単位面積当たり 1 日当たりの量（ 0.56 および $0.45 \text{ g rC/m}^2/\text{day}$ ）は底泥からの溶出量とオーダ的^{99,100)}には合った値ではあるがかなり大きな値が示された。無機性炭素についても、区画 1 と 2 までは、追加供給のあることが示されているが、その追加量の値（ 0.46 および $0.11 \text{ g rC/m}^2/\text{day}$ ）は空気中からの溶解量¹⁰¹⁾と同じオーダである。

表 6-9 炭素量の収支 (7/14~9/20, 1976)

区画 項目		1	1, 2	備 考
滞留時間 (day)		10.2	17.7	各区画での値の加算
表面積 (km ²)		2.68	3.87	
存在量 (ton)	POC	48.0	71.0	
	DOC	13.1	23.6	
	POC+DOC	61.1	94.6	
	IC	18.8	34.0	
流入量 (ton)	POC+DOC	10.2	17.7	ICについては1976年11月16日より1977年2月17日までのデータの の平均値より試算
	IC	(41.8)	(72.6)	
変化量 (ton)	POC+DOC	35.7	46.2	純生産によるもの
	IC	-35.7	-46.2	
差 (ton)	POC+DOC	15.2	30.7	(存在量) - (流入量) - (変化量)
	IC	(12.7)	(7.6)	
消失速度 (1/day)	POC+DOC	—	—	(差) $\frac{\text{(存在量)}}{\text{(滞留時間)}}$
	IC	—	—	
追加供給量 ($\frac{\text{gr}}{\text{m}^2 \cdot \text{day}}$)	POC+DOC	0.56	0.45	(差) $\frac{\text{(差)}}{\text{(表面積)}} \times \text{(滞留時間)}$
	IC	(0.46)	(0.11)	

表 6-10 には、同様に窒素量の収支について示す。区画 1 の水域については、有機性窒素（浮遊性有機窒素（PON）+ 溶解性有機窒素（DON））も無機性窒素（IN）も追加供給の傾向にあり、これらの供給量の値（0.019 および $0.006 \text{ gr N/m}^2/\text{day}$ ）は底泥からの溶出速度と同じオーダーであり、特に 8 月についてデータ整理を行なった全窒素の追加供給量（ $0.147 \text{ gr N/m}^2/\text{day}$ ）は嫌気性状態のときの底泥からの窒素の溶出速度に匹敵する値である。区画 1 と 2 の水域では全窒素の収支が比較的均り合っている。

表 6-11 には、磷の収支について示すが、この場合は、有機性磷の大部分は粒子中の磷（POP）として取り扱い、そして流入中の POP の全磷（TP）

表 6 - 1 0 窒素量の収支 (7/14~9/20, 1976)

項 目	区 画	1	1, 2	備 考
存 在 量 (ton)	PON+DON	9.60 (13.95)	13.98 (17.72)	() 内は8月の 平均より算出で、 以下の項目につい ても同様
	IN	1.69 (0.68)	2.35 (1.07)	
	計	11.29 (14.63)	16.33 (18.79)	
流 入 量 (ton)	PON+DON	2.65	4.60	
	IN	7.96	13.81	
	計	10.61	18.41	
変 化 量 (ton)	PON+DON	6.43	8.31	純生産によるもの (存在量)-(流入量) -(変化量)
	IN	-6.43	-8.31	
	PON+DON	0.52	1.07	
	IN	0.16	-3.15	
	計	0.68 (4.02)	-2.08 (0.38)	
消 失 速 度 (1/day)	PON+DON	—	—	(差)
	IN	—	0.076	(存在量)(滞留時間)
	計	—	0.007 (—)	
追 加 供 給 量 (gr m ² day)	PON+DON	0.019	0.016	(差)
	IN	0.006	—	(表面積)(滞留時間)
	計	0.025 (0.147)	— (0.006)	

表 6-11 磷の収支 (7/14~9/20, 1976)

区 画 項 目		1	1, 2	備 考
存 在 量 (ton)	POP	1.42 (2.01)	2.20 (2.75)	() 内は 8 月の 平均より算出で以 下の項目について も同様
	DTP	0.24 (0.26)	0.41 (0.45)	
	計	1.66 (2.27)	2.61 (3.20)	
流 入 量 (ton)	POP	0.17	0.30	流入水中のTPの うちのPOPの割 合は窒素の場合の TNに対するPON の割合と同じ(0.24) として計算
	DTP	0.55	0.96	
	計	0.72	1.26	
変 化 量 (ton)	POP	1.43	1.85	純生産によるもの
	DTP	-1.43	-1.85	
差 (ton)	POP	-0.18	0.05	(存在量)-(流入量) -(変化量)
	DTP	1.12	1.30	
	計	0.94 (1.55)	1.35 (1.94)	
消 失 速 度 (1/day)	POP	0.012	—	(差) (存在量)(滞留時間)
	DTP	—	—	
	計	—	—	
追 加 供 給 速 度 ($\frac{gr}{m^2 day}$)	POP	—	0.001	(差) (表面積)(滞留時間)
	DTP	0.041	0.019	
	計	0.034 (0.058)	0.020 (0.028)	

注 1) 純生産は厳密にはPOP+DTPの変化に相当するが、ここでは仮にPOPの変化として計算する。

に対する割合は粒子中の窒素 (PON) の全窒素 (TN) に対する割合と同じであるとして計算を行なった。区画 1 の水域においては、粒子中の磷 (POP) は消失傾向となり、その速度定数の値 (0.012 1/day) は沈降等による藻類の減衰速度定数と同じオーダーの値であり、また溶解性の全磷 (DTP) は区画 1 および 2 の水域では追加供給の傾向となり、その供給量 (0.041 および $0.019 \text{ grP/m}^2/\text{day}$) は嫌気性状態のときの底泥からの溶出量と同じオーダーの値である。全磷としても、区画 2 までの水域では追加供給であり、その量 ($0.020 \sim 0.058 \text{ grP/m}^2/\text{day}$) は嫌気性状態のときの底泥からの溶出量と同じオーダーの値である。

第三節 動力学モデルによる水質変動特性のシミュレーション

湖沼における漁業、レクリエーション、上水や工業用水源としての利用のための適切な水質管理のためには、湖沼への BOD や COD 等の負荷量の他に窒素や磷等の栄養塩の負荷に伴う藻類量の増加 (例えばクロロフィル a の 1 mg 増加は重クロム酸 COD あるいは TOD で 170 mg 程度の増加に相当する、図 6-46) も重要であり、富栄養化現象に関与する重要な環境因子の把握等を行なう上でも、湖沼における藻類量や栄養塩等の変動特性をシミュレートしうる

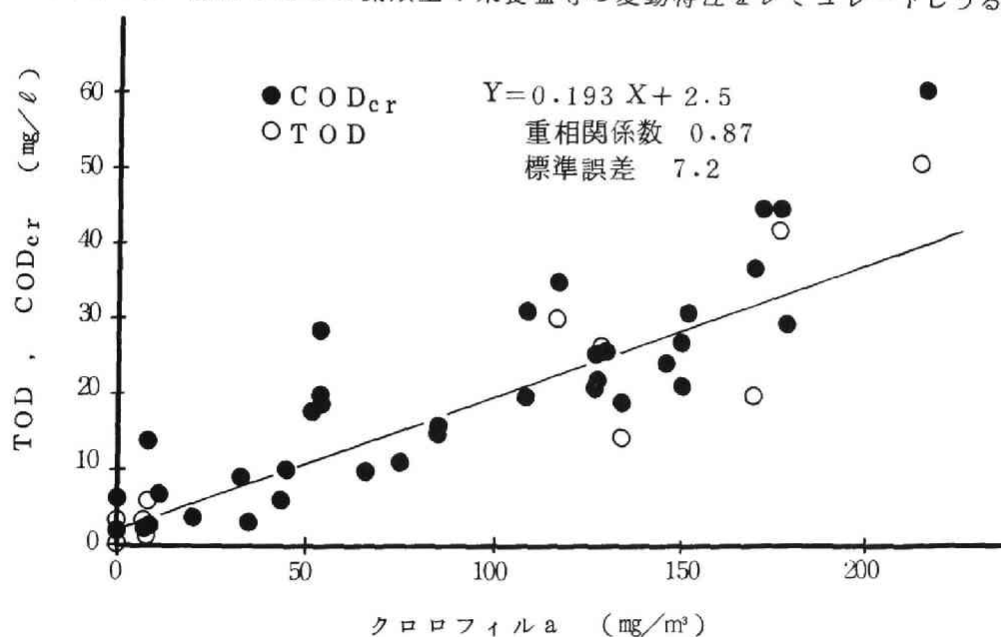


図 6-46 クロロフィル a と TOD あるいは COD_{cr} との関係
(15 l ガラスびんによる混合培養実験¹⁰³⁾)

モデルの展開が望まれる。

本節では、藻類の増殖に関する動力学モデルに及ぼす種々の環境因子の影響を検討し、藻類および栄養塩の変動に関して定式化を行ない、高浜入における夏期の水質調査をもとにモデル式の係数値を算定し、調査地点1（図6-1）における夏期の水質変動に関するシミュレーション計算を試みる。

（1）環境因子等

藻類の増殖に影響を及ぼす環境因子としては種々あるが、ここでは最も重要な因子である日射量、水温、および栄養塩等を考えることとする。湖沼での一次生産に関するシミュレーションはいくつかの湖について行なわれているが、その際のこれらの因子の取り扱いについて概略をまとめて表6-12^{5,6,9~13)}に示す。

（1-1）日射量

実験室でのボトルテストで光の強度の影響を測定する場合は、ルクスで取り扱われることが多いが、実際の湖沼でのシミュレーションにおいては全日射量（ $\text{cal}/\text{cm}^2/\text{day}$ ）で論じられることが多い。一次生産速度に及ぼすその影響の表示としては、表6-12に示すようにいくつかの関数形が使われているが、いずれの場合も300~350（ $\text{cal}/\text{cm}^2/\text{day}$ ）前後までは全日射量に比例する形で近似しうるので、ここでもその影響因子 F_R を

$$F_R = R / R_b \quad (6-11)$$

ここで R ; 全日射量（ $\text{cal}/\text{cm}^2/\text{day}$ ）

R_b ; 基準全日射量（ $\text{cal}/\text{cm}^2/\text{day}$ ）

で表示することとする。

光は水中で減衰するので、完全に混合している水深 z の水塊を取り扱う場合は、 z までの平均全日射量で取り扱う必要がある。その場合、水中での光の減衰が Lambert - Beer の法則（式6-3）に従うとすると、水深 z までの平均全日射量 R_m は、

$$R_m = \frac{R_0 \int_0^z e^{-\epsilon z} dz}{z}$$

THEORY

The first part of the theory is the definition of the system. The system is defined as a set of elements that are connected by a set of relations. The elements are represented by nodes and the relations are represented by edges. The system is then analyzed by a set of rules that are applied to the nodes and edges. The rules are used to determine the properties of the system and to predict its behavior. The theory is then applied to a specific problem, which is solved by using the rules and the properties of the system.

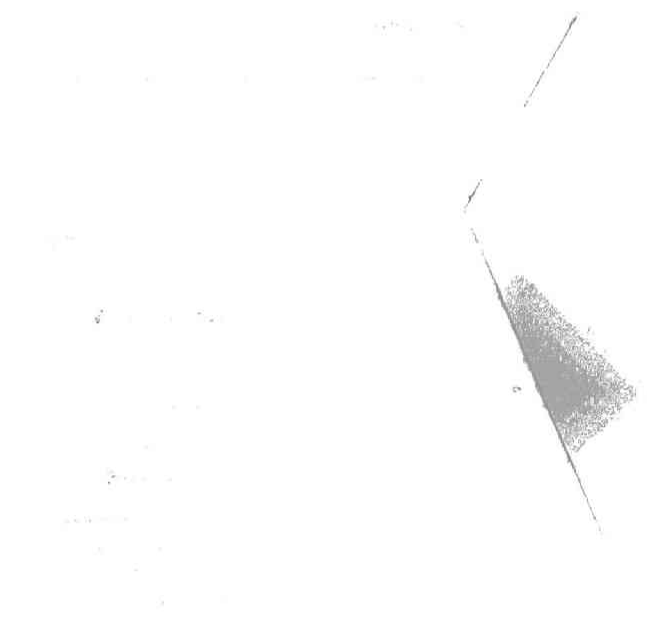


Figure 1: A diagram showing a network of nodes and edges.

$$= \frac{R_o \{ 1 - \exp(-\epsilon Z) \}}{\epsilon Z} \quad (6-12)$$

ここで、 R_o ；水面での全日射量 ($cal/cm^2/day$)

この式において光の減衰係数 ϵ は、式 (6-5) で示されるように藻類量の影響を受け、また一次生産は生産層で行なわれるので $z \leq z_e$ である。結局、任意の水塊 i における全日射量の影響因子 F_{Ri} は、つぎのように示される。

$$\begin{aligned} F_{Ri} &= R_{mi} / R_b \\ &= \frac{R_o \{ 1 - \exp(-\epsilon_i z_i) \}}{R_b \cdot \epsilon_i \cdot z_i} \end{aligned} \quad (6-13)$$

ただし $z_i = \min(z_{hi}, z_{ei})$

ここで、 z_{hi} は i 水塊の水深である。

以上は、水面を含む水塊の議論であるが、水深方向の水塊についても同様に取り扱うことができ、例えば水深 z_{j-1} ($z_{j-1} \leq z_{ej}$) から z_j までの水塊 j については、 R_o を水深 z_{j-1} での全日射量 $R_{z_{j-1}}$ 、 $z_{hj} = z_j - z_{j-1}$ 、そして ϵ を水塊 j での減衰係数 ϵ_j とすればよい。

(1-2) 水 温

一次生産に及ぼす水温 \bar{T} の影響についても表 6-12 に示されるように、水温に比例する形で示されることが多いが、本節でも一次生産速度測定の際の基準水温 \bar{T}_b を用いて、水塊 i での影響因子 $F_{\bar{T}}$ をつぎのように示す。

$$F_{\bar{T}i} = \bar{T}_i / \bar{T}_b \quad (6-14)$$

尚、この因子は、光合成反応定数の他にも、藻類の呼吸、死亡、捕食および第五章で提示したモデルの新陳代謝の各速度定数にも関与すると考えられる。

(1-3) 栄養塩

栄養塩の摂取および藻類の増殖に及ぼす栄養塩濃度の影響に関する表示式については、第一章で考察した。本章では、栄養塩の影響については Michaelis-Menten 型で表示し、磷の蓄積および光合成を加味した動力学モデル式 (第五章で提示) および藻類の増殖に比例して栄養塩が摂取されるとする動力学モ

表 6 - 1 3 底泥からの栄養塩の溶出速度

研究者	底 泥	条 件	溶 出 速 度 $mg / m^2 / day$		
			T-P(PO_4-P)	無機性 N	そ の 他
Fillos and ⁹⁹⁾ Swanson	Muddy River	好気性 (24~ 30℃)	(平均 9.4)	NH ₃ -N ; 360	—
		嫌気性 (24~ 30℃)	(31~96)	NH ₃ -N ; 360	—
	Lake Warner	好気性 (24~ 30℃)	(平均 1.2)	NH ₃ -N ; 120	—
		嫌気性 (24~ 30℃)	(19~26)	NH ₃ -N ; 120	—
Fillos and Molof ⁹⁹⁾	Simulated Sludge	好気性	(平均 3)	—	—
		嫌気性	(最大 154)	—	—
Capaccio ⁹⁹⁾	Muddy River	好気性	(平均 3)	—	—
		嫌気性	(最大 91)	—	—
Vellen ⁹⁹⁾ weidir	Lake Baldeggerse (in situ)	嫌気性	(平均 9~10)	—	—
Pomeroy et al. ⁹⁹⁾	Doboy Sound	評価値	(0.031)	—	—
D. P. Larsen ³⁾ et al.	Shagawa Lake	評価値	4.3	—	—
		シミュレート計算	4.3	8.6	—
田 中 ¹⁰⁰⁾	琵琶湖南湖	好気性 (20℃)	1.4~3.7 (0.4~1.4)	NH ₃ -N ; 2~4 NO ₃ -N ; 2~15	ケルダール N ; 40~70
		嫌気性 (20℃)	1.6~4.1 (1.0~2.5)	NH ₃ -N ; 45~65 NO ₃ -N ; 15~45	ケルダール N ; 106~145
北 尾 他 ¹⁰²⁾	琵琶湖北湖	嫌気性 (20℃)	(11.5)	—	—

デル式の両者を用いて、シミュレーション計算を試みる。

湖沼への栄養塩の供給について、流入河川等の表流水の他、地下水、養殖魚への給餌、および底泥からの供給等が考えられるが、特に霞が浦のような富栄養化し、水深の浅い湖においては底泥からの供給が大きいことが考えられる。霞が浦において底泥からの栄養塩の供給に関する研究はほとんどない。表6-13には他の湖における底泥からの栄養塩の供給速度に関する研究結果をまとめて示してある。^{99,100,102)}底泥の上層水が好気性の場合、溶出速度は全磷で $1 \sim 5 \text{ mg/m}^2/\text{day}$ 、無機性窒素で $10 \text{ mg/m}^2/\text{day}$ と比較的少ないが、嫌気性の場合には10倍以上になることもあり、上層水にかなりの影響を及ぼすものと考えられる。

(1-4) 藻類の沈降、呼吸、死亡、捕食等

これらの因子は、藻類を中心として考える場合、動物プランクトンの増減による捕食効果の増減を加味することもあるが、全部をまとめて藻類濃度に関する一次式で示されることも多い。⁶⁾本章では、藻類の沈降速度については、水塊カラム中での沈降を模擬して次式で示す。

$$\frac{dM}{dt} = - \frac{S_t}{z_h} M \quad (6-15)$$

ここで、 M ; 藻類濃度 (mg/ℓ)

S_t ; 沈降速度 (m/day)

z_h ; 水深 (m)

そして他の因子についてはまとめてつぎのように一次式で表示する。

$$\frac{dM}{dt} = - (C_r + C_d) M \quad (6-16)$$

ここで、 C_r ; 呼吸速度定数 ($1/\text{day}$)

C_d ; 死亡および捕食による減衰速度定数 ($1/\text{day}$)

ただし、呼吸の場合は、栄養塩は水塊に回帰するものと考えられる。

(1-5) 一次生産速度およびスペース効果

藻類量が多くなると藻類の増殖速度が遅くなることが知られており、これは

光の透過率の減少，pH の影響，栄養塩の減少，密度効果等の影響等が考えられている。図 6-47 には，比較的環境条件の似ている調査地点 1 および 2 での光合成速度とクロロフィル *a* との関係を示すが，クロロフィル *a* が増加すると光合成速度が低下することが示されている。これらのデータは，溶解性の磷および窒素の濃度が比較的一定である夏期のみのものであり，また光合成速度の測定には 102 ml の DO びん（直径 4 cm）を横にして測定したものでありクロロフィル *a* が 300 $\mu\text{g}/\ell$ の場合に式（6-5）および（6-13）を用いて計算される光の影響は，最も大きな影響を受けるところの水面に対して法線となる直径の位置でも高々 1 割程度であるので，光合成速度の測定においては磷ならびに窒素の濃度，および光の透過率の減少による影響は少ないものと判断される。

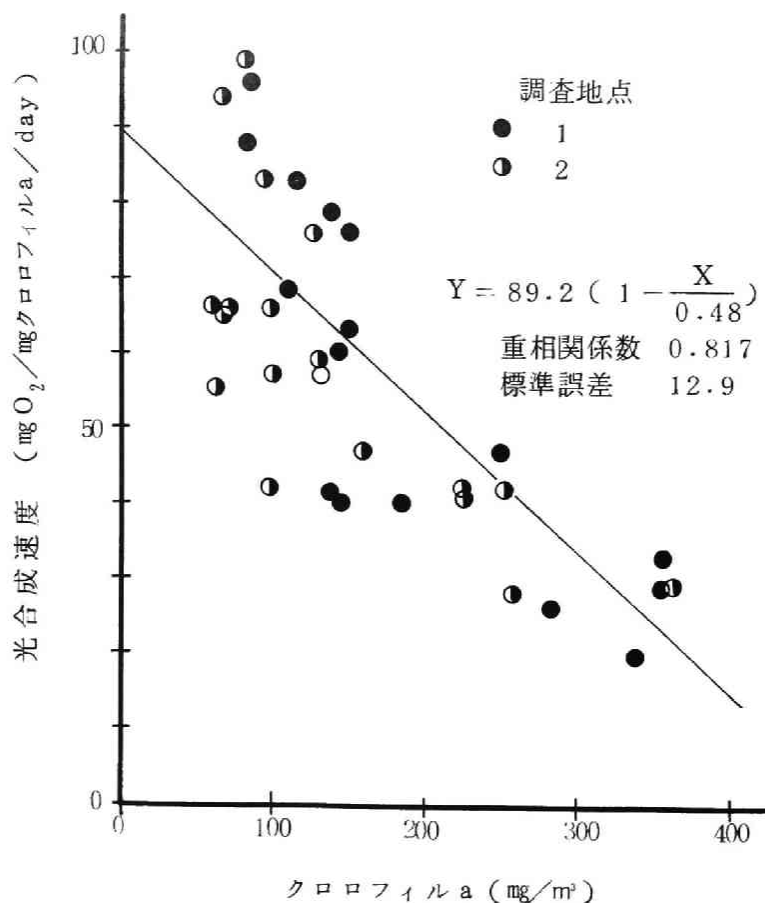


図 6-47 光合成速度とクロロフィル *a* との関係

スペース効果 β については、第五章で論述したが、例えば篠崎^{88,104)}は限界藻類現存量 M_{max} を用いて

$$\beta = 1 - \frac{M}{M_{max}} \quad (6-17)$$

で示している。調査地点1および2のデータについて最小二乗法により直線近似(図6-47)を試みると M_{max} (クロロフィルa) = 0.48 mg/ℓ (重相関係数0.82)が得られる。この場合、クロロフィルaが0.48 mg/ℓを越えるデータもあり、限界藻類現存量を限定しないつぎのような式示にして、スペース効果 β を検討してみる。

$$\beta = \exp(-rM) \quad (6-18)$$

光合成速度の対数値とクロロフィルaとの関係を調査地点1および2のデータについて図6-48に示す。両者の関係を最小二乗法により直線近似を試みると $r = 3.85$ (クロロフィルa mg/ℓ)⁻¹ (重相関係数0.86)が得られる。本章で展開を試みる動力学モデルにおいては、藻類現存量の限界が限定されないこと、および若干ではあるが重相関係数が高い値であるので、式(6-18)を用いることとする。

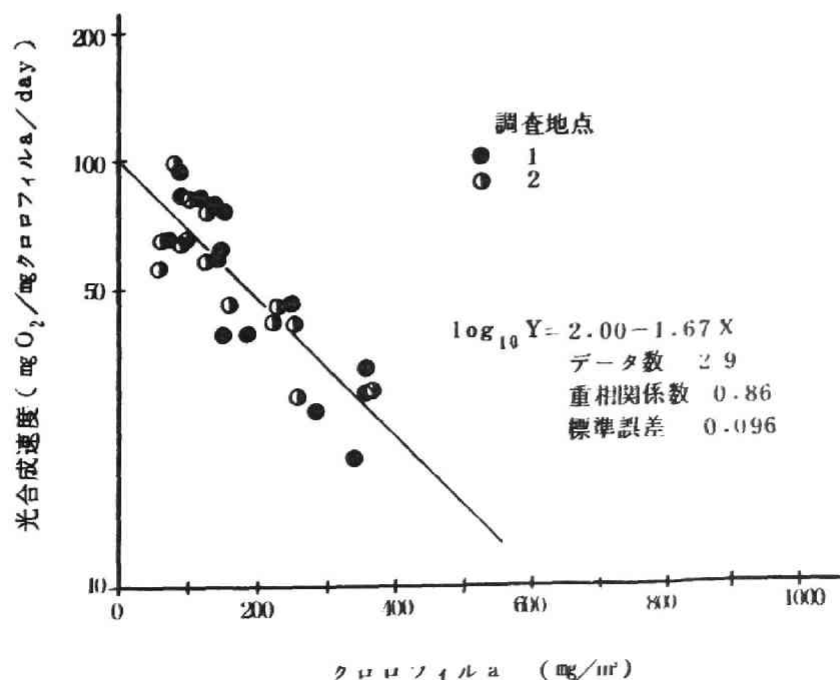


図6-48 光合成速度とクロロフィルaとの関係

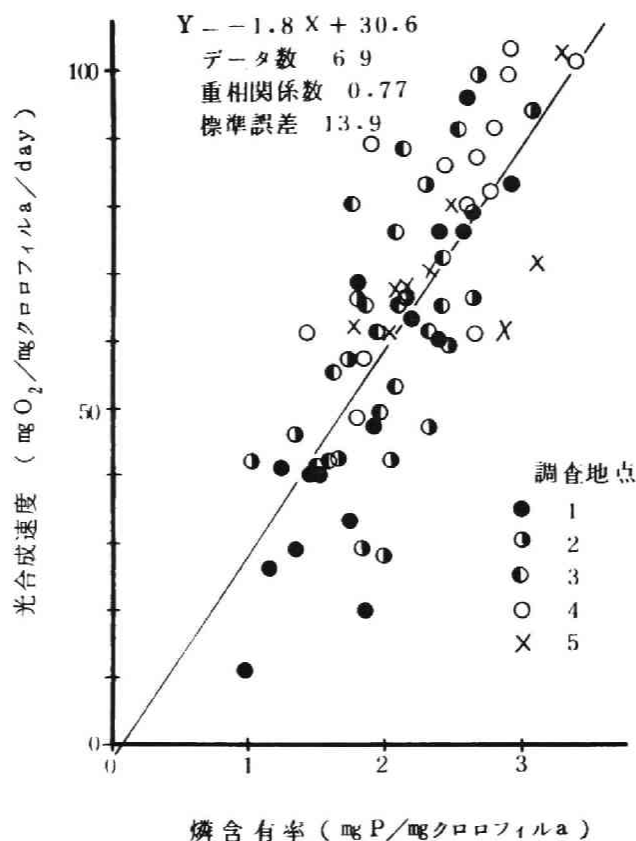


図6-49 光合成速度と磷含有率との関係

第五章第3節において、光合成速度は藻類中の磷含有率により影響を受けることを示したが、調査地点1から5におけるデータについて両者の関係を示したのが図6-49である。データにはかなりのバラツキがあるが、両者の関係を最小二乗法で直線近似を試みると、重相関係数0.768、標準誤差13.9が得られた。本章で、光合成や磷の蓄積を加味した動力学モデル（第5章で提示モデル）を用いてシミュレート計算を行なう場合は、光合成速度を表示する項にはスペース効果の因子を入れずに、図6-49で示される関係を用いて光合成の項を取り扱うこととする。尚、藻類細胞合成速度の項にはスペース効果の因子を考慮した。

(2) シミュレーションモデル式

本章では簡単化のために調査地点1を含む区域（図6-1）についてのみシミュレーション計算を行なうものとし、系外からの入力条件としては全日射量

および水温（多項式近似を用いて時系列式示），栄養塩（磷および窒素）の供給濃度，ならびに流入水量を考える。

系内の変数としては，溶解性の窒素および磷濃度，クロロフィル *a* 濃度，および，これに加えて藻類中の磷含有率および炭水化物含有率である。前述の環境因子等の項での考察，ならびに第五章での考察をもとに系内の変数に関するシミュレーションモデルの式示を試みるとつぎのようになる。尚，この場合，調査地点 1 を含む区域（区画 1）は完全混合されているとして取り扱う。

(2-1) 環境因子

$$\left. \begin{aligned} F_{R1} &= \frac{R_0 \{ 1 - \exp(-\varepsilon_1 z_1) \}}{R_b \cdot \varepsilon_1 \cdot z_1} \\ z_1 &= \min(z_{h1}, z_{e1}) \\ z_{e1} &= 4.6 / \varepsilon_1 \\ \varepsilon_1 &= g M_1 + h \\ F_{T1} &= \bar{T}_1 / \bar{T}_b \\ \beta_1 &= \exp(-r M_1) \end{aligned} \right\} (6-19)$$

(2-2) 藻類の増殖に比例して窒素および磷が摂取されるとした動力学モデル（モデル 1）

$$\begin{aligned} V_1 \frac{dM_1}{dt} &= -(Q_{K0} + Q_{Sa}) M_1 + A_1 z_1 G_1 \cdot M_1 - V_1 \{ (C_r + C_d) F_{T1} \\ &\quad + \frac{S_t}{z_{h1}} \} M_1 \\ V_1 \frac{dN_1}{dt} &= Q_{K0} N_{K0} + Q_{Sa} N_{Sa} - (Q_{K0} + Q_{Sa}) N_1 - a_N A_1 z_1 G_1 M_1 \\ &\quad + a_N V_1 C_r F_{T1} M_1 + S_{N1} A_1 \\ V_1 \frac{dP_1}{dt} &= Q_{K0} P_{K0} + Q_{Sa} P_{Sa} - (Q_{K0} + Q_{Sa}) P_1 - a_P A_1 z_1 G_1 M_1 \\ &\quad + a_P V_1 C_r F_{T1} M_1 + S_{P1} A_1 \\ G_1 &= K F_{R1} F_{T1} \frac{P_1}{K_P + P_1} \frac{N_1}{K_N + N_1} \times \beta_1 \end{aligned} \quad (6-20)$$

(2-3) 光合成および磷の蓄積を加味した動力学モデル (第五章での提示モデル), (モデル2)

$$\begin{aligned} V_1 \frac{dN_1}{dt} = & Q_{KO} N_{KO} + Q_{Sa} N_{Sa} - (Q_{KO} + Q_{Sa}) N_1 - V_1 a_N a_C k_4 F_{\bar{T}1} \\ & \times \frac{C_{S1}}{M_1} \frac{P_{S1}/M_1}{(P_{ST}/M)} \times \frac{N_1}{K_N + N_1} M_1 \beta_1 + V_1 a_N C_r F_{\bar{T}1} M_1 + S_{N1} \\ & \times A_1 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} V_1 \frac{dP_1}{dt} = & Q_{KO} P_{KO} + Q_{Sa} P_{Sa} - (Q_{KO} + Q_{Sa}) P_1 - V_1 k_2 F_{\bar{T}1} \frac{P_1}{K_P + P_1} \\ & \times \left(\frac{P_{ST}}{M} - \frac{P_{S1}}{M_1} \right) M_1 + V_1 a_P C_r F_{\bar{T}1} M_1 + S_{P1} A_1 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} V_1 \frac{dP_{S1}}{dt} = & - (Q_{KO} + Q_{Sa}) P_{S1} + V_1 k_2 F_{\bar{T}1} \frac{P_1}{K_P + P_1} \left(\frac{P_{ST}}{M} - \frac{P_{S1}}{M_1} \right) \\ & \times M_1 - V_1 a_P a_C k_4 \times F_{\bar{T}1} \frac{C_{S1}}{M_1} \frac{P_{S1}/M_1}{(P_{ST}/M)} \frac{N_1}{K_N + N_1} \\ & \times M_1 \beta_1 - V_1 \left(Cd F_{\bar{T}1} + \frac{S_t}{z_{h1}} \right) P_{S1} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} V_1 \frac{dC_{S1}}{dt} = & - (Q_{KO} + Q_{Sa}) C_{S1} + A_1 z_1 f_P F_{R1} F_{\bar{T}1} \frac{P_{S1}/M_1 + a_P}{P_{ST}/M + a_P} \\ & \times M_1 - V_1 k_4 F_{\bar{T}1} \frac{C_{S1}}{M_1} \frac{P_{S1}/M_1}{P_{ST}/M} \frac{N_1}{K_N + N_1} M_1 \beta_1 - V_1 \\ & \times \left(Cd F_{\bar{T}1} + \frac{S_t}{z_{h1}} \right) C_{S1} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} V_1 \frac{dM_1}{dt} = & - (Q_{KO} + Q_{Sa}) M_1 + V_1 a_C k_4 F_{\bar{T}1} \frac{C_{S1}}{M_1} \frac{P_{S1}/M}{P_{ST}/M} \frac{N_1}{K_N + N_1} \\ & \times M_1 \beta_1 - V_1 \left\{ (C_r + Cd) F_{\bar{T}1} + \frac{S_t}{z_{h1}} \right\} M_1 \end{aligned}$$

$$P_{cell1} = a_P M_1 + P_{S1}$$

(6-21)

(2-4) 使用記号

- α : 炭水化物の細胞合成に使われる割合
 β_1 : 区画1のスペース効果因子
 γ : スペース効果の程度を示す係数 ($(\text{クロロフィル } a \text{ mg}/\ell)^{-1}$)
 ϵ_1 : 区画1における光の水中減衰係数 (m^{-1})
 A_1 : 区画1の水表面積 (m^2)
 a_C : 炭水化物からクロロフィル a への換算係数 ($\text{mg 炭水化物} / \text{mg クロロフィル } a$)
 a_N : 藻類細胞構成物としての窒素含有率 ($\text{mg N} / \text{mg クロロフィル } a$)
 a_P : 藻類細胞構成物としてのリン含有率 ($\text{mg P} / \text{mg クロロフィル } a$)
 C_d : 死亡および捕食速度定数 ($1/\text{day}$)
 C_r : 呼吸速度定数 ($1/\text{day}$)
 C_{S1} : 区画1での藻類中炭水化物濃度 (mg/ℓ)
 F_{R1} : 区画1における全日射量影響因子
 $F_{\bar{T}1}$: 区画1における水温影響因子
 f_p : 光合成速度定数 ($1/\text{day}$)
 G_1 : 区画1における藻類増殖速度 ($1/\text{day}$)
 g : 藻類濃度による水中照度減衰係数への影響比を示す係数 ($m^{-1} (\text{クロロフィル } a \text{ mg}/\ell)^{-1}$)
 h : 湖水自体の水中照度減衰係数 ($1/m$)
 K : R_b, \bar{T}_b での比増殖速度 ($1/\text{day}$)
 K_N : 窒素に関する Michaelis 定数 (mg/ℓ)
 K_P : リンに関する Michaelis 定数 (mg/ℓ)
 k_2 : リン摂取速度定数 ($1/\text{day}$)
 k_3 : 新陳代謝速度定数 ($1/\text{day}$)
 M_1 : 区画1のクロロフィル a の濃度 (mg/ℓ)
 N_{KO} : 恋瀬川の窒素濃度 (mg/ℓ)
 N_{Sa} : 山王川の窒素濃度 (mg/ℓ)
 N_1 : 区画1の溶解性窒素濃度 (mg/ℓ)
 P_{cell1} : 区画1での藻類中リン濃度 (mg/ℓ)

P_{KO} : 恋瀬川の磷濃度 (mg/ℓ)
 P_{Sa} : 山王川の磷濃度 (mg/ℓ)
 P_{ST}/M : 飽和蓄積磷含有率 ($mg\ P/mg\ \text{クロロフィル } a$)
 P_{S1} : 区画 1 での藻類中蓄積磷濃度 (mg/ℓ)
 P_1 : 区画 1 の溶解性磷濃度 (mg/ℓ)
 Q_{KO} : 恋瀬川の流量 (m^3/day)
 Q_{Sa} : 山王川の流量 (m^3/day)
 R_b : 基準日射量 ($cal/m^2/day$)
 R_O : 水面での全日射量 ($cal/m^2/day$)
 S_{N1} : 区画 1 での底泥からの窒素溶出速度 ($gr\ N/m^2/day$)
 S_{p1} : 区画 1 での底泥からの磷溶出速度 ($gr\ P/m^2/day$)
 S_t : 藻類の沈降速度 (m/day)
 \bar{T}_b : 基準水温 ($^{\circ}C$)
 \bar{T}_1 : 区画 1 の水温 ($^{\circ}C$)
 t : 時間 (day)
 V_1 : 区画 1 の容積 (m^3)
 z_{e1} : 区画 1 での生産層の深さ (m)
 z_{h1} : 区画 1 の水深 (m)

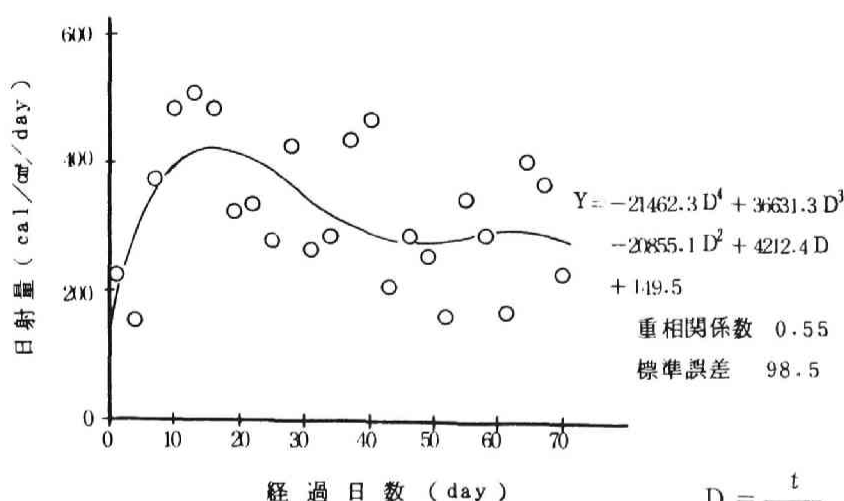


図 6-50 日射量の変動と多項式近似

(3) 環境条件式および動力学モデルのパラメータ表示

(3-1) 環境因子

湖沼区画 1 の地理的因子については、⁹²⁾ 1/50,000 の地形図よりプランメータを用いて測定した (表 6-14)。

流入河川 (恋瀬川および山王川) の流量および栄養塩濃度については、表 6-1 の値を用いて計算を行なった。

区画 1 での調査期間中の水温については、実測データに対して 4 次の多項式¹⁰⁵⁾近似を用いて次式のように表わした (図 6-9, 重相関係数 0.69, 標準誤差 2.4°C)。

$$\begin{aligned} \bar{T}_1 = & -40.7 \left(\frac{t}{100} \right)^4 + 200.7 \left(\frac{t}{100} \right)^3 - 209.5 \left(\frac{t}{100} \right)^2 + 63.6 \left(\frac{t}{100} \right) \\ & + 22.6 \end{aligned} \quad (6-22)$$

調査期間中の全日射量については、図 6-7 に示す プロットはバラツキが大きいので、調査間隔にほぼ相当する三日間の平均をとり、そのデータに対して、4 次の多項式近似を用いて次式のように式示を行なった。

(図 6-50, 重相関係数 0.55, 標準誤差 98 cal/cm²/day)。

$$R_o = -21462.3 \left(\frac{t}{100}\right)^4 + 36631.0 \left(\frac{t}{100}\right)^3 - 20855.1 \left(\frac{t}{100}\right)^2 + 4212.4 \left(\frac{t}{100}\right) + 149.5 \quad (6-23)$$

環境因子に關与するパラメータの値は既に論述されているので、表 6-15 にまとめて示す。尚、底泥からの栄養塩の溶出速度については底泥の上層部が好気性の場合には磷および窒素とも $0 \text{ gr/m}^2/\text{day}$ として取り扱い、底泥の上層近くまで嫌気性となった場合は各々 0、あるいは各々 $0.08 \text{ gr P/m}^2/\text{day}$ および $0.1 \text{ gr N/m}^2/\text{day}$ の両者のケースについて取り扱った。そして底泥の上層近くまで嫌気性となるのは夏期の底泥での有機物の分解の活発な時期のみとして、その目安として水温が 25°C を越える時期として計算した。これは、形は底泥からの供給になっているが、これに相当する分の栄養塩の負荷の増加（例えば溶出以外に河川からあるいは藍藻による窒素の固定等）が夏期にあるとしての取り扱いに相当する。形はいずれにせよ夏期の栄養塩の負荷の増加については、今後更にデータを蓄積して検討すべきであるが、図 6-4～6-6 に示される夏期の溶解性栄養塩の増加傾向によってある程度は示唆されていよう。

表 6-14 区画 1 の地理的因子

項	目	値
水	面 積 $A_1 \text{ (m}^2\text{)}$	2,680,000
容	積 $V \text{ (m}^3\text{)}$	3,750,000
平 均 水 深	$z_{h_1} \text{ (m)}$	1.40

(3-2) モデル1のパラメータ値の算定

窒素 1 mg 摂取あたり増加するクロロフィル *a* の mg を示す係数 a_N の値は藻類中の窒素含有率より得ることができ、図 6-37 より 9.0 mgN/mg クロロフィル *a* である。

同様に、燐 1 mg 摂取あたり増加するクロロフィル *a* の mg を示す係数 a_P の値は図 6-38 より 1.94 mgP/mg クロロフィル *a* (クロロフィル *a* $\leq 150 \mu\text{g}/\ell$ のときの値を採用) である。

窒素および燐に関する Michaelis 定数は、文献値 (表 6-12 参照) と各々の溶解性濃度値より $K_N = 0.1 \text{ mg}/\ell$, $K_P = 0.02 \text{ mg}/\ell$ を与えることとする。

\bar{T}_b , R_b のときの比増殖速度定数 K はつぎのようにして算定する。

図 6-48 より、スペース効果が全く働かない ($\beta_1 = 1.0$) ときの値、すなわち縦軸の切片として、光合成速度 $100 \text{ mg } Q_2/\text{mg クロロフィル } a/\text{day}$ が得られる。式 6-1 より、光合成商を 1.0 とすると 1 mg の酸素の生成は 0.375 mg の炭素を固定することになるので、光合成速度は $37.5 \text{ mg C}/\text{mg クロロフィル } a$ と換算される。

一方、藻類中の炭素含有率は図 6-36 より $49 \text{ mg C}/\text{mg クロロフィル } a$ であるので $37.5/49 = 0.77 (1/\text{day})$ の値が得られる。この値は平均溶解性窒素濃度 $0.6 \text{ mg}/\ell$, 平均溶解性燐濃度 $0.06 \text{ mg}/\ell$ のもとで得られたものであるので、上で与えた K_N および K_P の値を用いて補正してやると

$$K = 0.77 \times \frac{0.1 + 0.6}{0.6} \times \frac{0.02 + 0.06}{0.06} = 1.20 (1/\text{day})$$

が得られる。この値は $\bar{T}_b = 27^\circ\text{C}$, $R_b = 356 \text{ cal}/\text{cm}^2/\text{day}$ の値であるが、最大比増殖速度 K_{max} に近い値であろうと考えられる。

図 6-19 において、調査地点 1 での呼吸速度の平均は $16.2 \text{ mg } Q_2/\text{mg クロロフィル } a/\text{day}$ である。この値を用いて、 K の算定と同様に行なうと、

$$C_r + C_d = 0.12 (1/\text{day})$$

が得られる。しかしながら、酸素消費速度中には溶解性 BOD のバクテリアによる分解等も含まれており、かなりの過大評価である可能性がある。ここでのシミュレート計算においては、 $C_r = 0.01 (1/\text{day})$ と固定して、 C_d の値を 0.01 から

0.11 1/day の間のいくつかの値を用いた。

沈降速度 S_t としては、優占藻類が沈降をほとんどしない *Microcystis* であったので、通常陸水域で用いられている値¹⁴⁾ 0.05 m/day および 0 m/day の 2 とおりの値を用いた。

以上算定した各パラメータの値を表 6-16 にまとめて示す。

尚、この表には比較のためによく用いられる値も併記してある。

表 6 - 15 環境因子に関するパラメータの値

パラメータ	値	評価法	比較 表 6-12, 13 等より
R_b 基準日射量	356 $\text{Cal/cm}^2/\text{day}$	光合成速度を測定 の際の平均値より	$R_{optimum} =$ 200~350 $\text{Cal/cm}^2/\text{day}$
\bar{T}_b 基準水温	27℃		$\bar{T}_{optimum} =$ 25~35℃
r スペース効果の 程度を示す係数	3.85 $(\text{mg/l クロロフィル} a)^{-1}$	光合成速度とクロロ フィル a との関係図より (図 6-48)	—
g クロロフィル a の変化による 光の水中減衰係数への影響比	16.2 $\text{m}^{-1} (\text{mg/l クロロフィル} a)^{-1}$	光の透過率と クロロフィル a との相関々係 (図 6-22, 6-24)	19 m^{-1} $(\text{mg/l クロロ}^{-1}$ フィル $a)$
h 湖水自体のもつ 光の水中減衰係数	1.3 m^{-1}		0.16 m^{-1}
S_{N_1} 底泥からの 窒素の溶出速度 ※	(好気性) $0 \text{ gr N/m}^2/\text{day}$	文 献 値 (表 6 - 13)	$0.004 \sim 0.015$ $\text{gr N/m}^2/\text{day}$
	(嫌気性) ※ $0 \text{ or } 0.1 \text{ gr N/m}^2/\text{day}$		$0.1 \sim 0.15$ $\text{gr N/m}^2/\text{day}$
S_{P_1} 底泥からの 磷の溶出速度 ※	(好気性) $0 \text{ gr P/m}^2/\text{day}$		$0.001 \sim 0.005$ $\text{gr P/m}^2/\text{day}$
	(嫌気性) ※ $0 \text{ or } 0.08 \text{ gr P/m}^2/\text{day}$		$0.03 \sim 0.15$ $\text{gr P/m}^2/\text{day}$

※ 区画 1 では水温で 25℃ を越えると底泥の上層部も嫌気性状態とした。

表 6-16

モデル 1 のパラメータの値

パラメータ	値	算 定 法	比 較 (表 6-12)
K $\bar{T}_b \cdot R_b$ のときの 比増殖速度定数	1.20 day^{-1}	光合成速度の測定 (図 6-48)	K_{max} $1 \sim 2 \text{ day}^{-1}$
C_r 呼吸速度定数	0.01 day^{-1}	呼 吸 速 度 の 測 定 (図 6-19)	$0.05 \sim 0.31 \text{ day}^{-1}$
C_d 死亡および捕食 速度定数	$0.01 \sim 0.11 \text{ day}^{-1}$		
S_t 沈 降 速 度	$0 \sim 0.05 \text{ m/day}$	観 察 お よ び 文 献 値	$(0.05 \sim 2 \text{ m/day})$
a_N 窒素-クロロフィル a の生産係数	$9.0 \text{ mg N/mg Chl } a$	窒素含有率 (図 6-37)	$7 \sim 10$ $\text{mg N/mg Chl } a$
a_P 磷-クロロフィル a の生産係数	$1.94 \text{ mg P/mg Chl } a$	磷含有率 (図 6-38)	$0.63 \sim 1.2$ $\text{mg P/mg Chl } a$
K_N Michaelis 定数	0.1 mg/l	文 献 値	$0.014 \sim 0.4$ mg/l
K_P Michaelis 定数	0.02 mg/l		$0.001 \sim 0.05$ mg/l

(3-3) モデル 2 のパラメータ値の算定

磷の蓄積の飽和含有率 P_{ST}/M として, *Chlorella sp* について得られた値ではあるが, 今仮に第五章の表 5-7 と同じ値 (3.8 mg P/mg クロロフィル a) を与えてやると, 図 6-49 より, 磷の蓄積が飽和状態にあるときの光合成速度 $113 \text{ mg O}_2 / \text{mg}$ クロロフィル a / day が得られる。式 6-1 より光合成商を 1.0 とすると酸素 1 mg 生産は炭素 0.375 mg の固定に相当するので, 光合成速度は 42.4 mg C/mg クロロフィル a / day と換算される。藻類中の炭水化物は, グルコース基準で測定したので, グルコース ($\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$) とすると, 炭素 1 mg 固定は 2.5 mg のグルコース生産に相当するので, 結局 \bar{T}_b, R_b のときの光合成速度定数 f_p の値として

$$f_p = 42.4 \times 2.5 = 106 \quad (\text{mg 炭水化物/mg クロロフィル } a / \text{day})$$

が得られる。

細胞構成物としての窒素含有率 a_N は SS 中の窒素とクロロフィル a との相関々係 (図 6-37) より 9.0 mg N/mg クロロフィル a の値が得られる。

C_r, C_d および S_t についてはモデル 1 の場合と同様である。

磷摂取速度定数 k_2 および新陳代謝速度定数 k_4 の値についても、仮に *Chlorella sp.* について得られた値を用いることとし、第五章表 5-7 の値に温度補正 ($27^\circ\text{C}/25^\circ\text{C}$ を乗ずる) をして得た。その他のパラメータについても 第五章表 5-7 の値を用いた。

以上得られたパラメータの値を表 6-17 にまとめて示す。

表 6-17 モデル 2 のパラメータの値

係 数	値	評 価 方 法
f_p \bar{T}_0, R_0 のときの 光合成速度定数	$106 \frac{\text{mg 炭水化物}}{\text{mg クロロフィル} a \cdot \text{day}}$	光合成活性測定 (図 6-49)
k_2 \bar{T}_0 のときの 磷摂取速度定数	3.2 day^{-1}	第五章 (表 5-7) (温度補正)
k_4 \bar{T}_0 のときの 新陳代謝速度定数	1.1 day^{-1}	第五章 (表 5-7) (温度補正)
C_d \bar{T}_0 のときの死亡 および捕食速度定数	$0.01 \sim 0.11 \text{ day}^{-1}$	呼吸速度の測定
C_r \bar{T}_0 のときの 呼吸速度定数	0.01 day^{-1}	
S_t 沈 降 速 度	$0.0 \text{ or } 0.05 \text{ m/day}$	文献値および観察
K_N 窒素に関する Michaelis 定数	0.8 mg/l	第五章 (表 5-7)
K_P 磷に関する Michaelis 定数	0.45 mg/l	第五章 (表 5-7)
P_{ST}/M 飽和蓄積磷含有率	3.8 mg/mg	第五章 (表 5-7)
α 細胞合成に 使われる割合	0.6	第五章 (表 5-7)
a_N 細胞構成物とし の窒素含有率	$9.0 \text{ mgN/mg クロロフィル} a$	SS 中の窒素とクロロフィル a との相関関係 (図 6-37)
a_P 細胞構成物としての 磷 含 有 率	$0.7 \text{ mg P/mg クロロフィル} a$	第五章 (表 5-7)
a_C 炭水化物からクロフ ィル a への換算係数	$0.11 \text{ mg クロロフィル} a / \text{mg 炭水化物}$	第五章 (表 5-7)

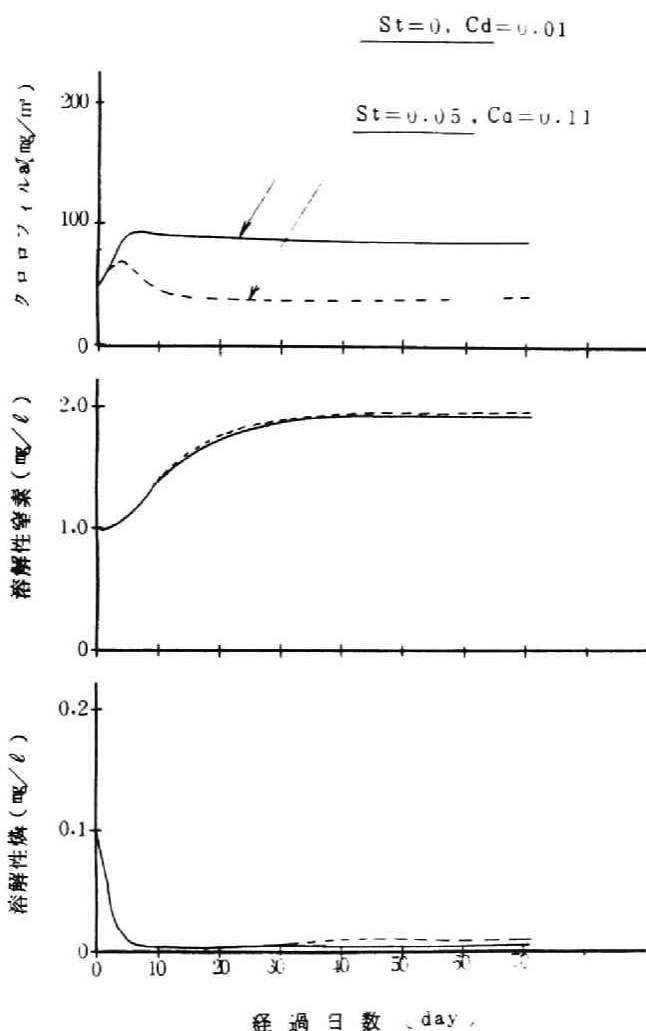


図 6-51 モデル 1 によるシミュレーション
(底泥からの栄養塩の溶出なし)

(4) モデル式による水質変動特性のシミュレーション

(4-1) 調査期間のシミュレーション

表 6-1, 6-14, 6-15 および 6-16 に示されるパラメータ値, 式 (6-22) および (6-23) に示される気象条件式を用いて, 式 (6-19) および (6-20) によって (モデル 1), 夏期の底泥からの栄養塩の溶出あるいは供給量の増加のない場合のクロロフィル *a*, 溶解性窒素および磷の変動をディジタル計算機 (HITAC 8000) によりシミュレート計算を行なった結果を図 6-51 に示す。

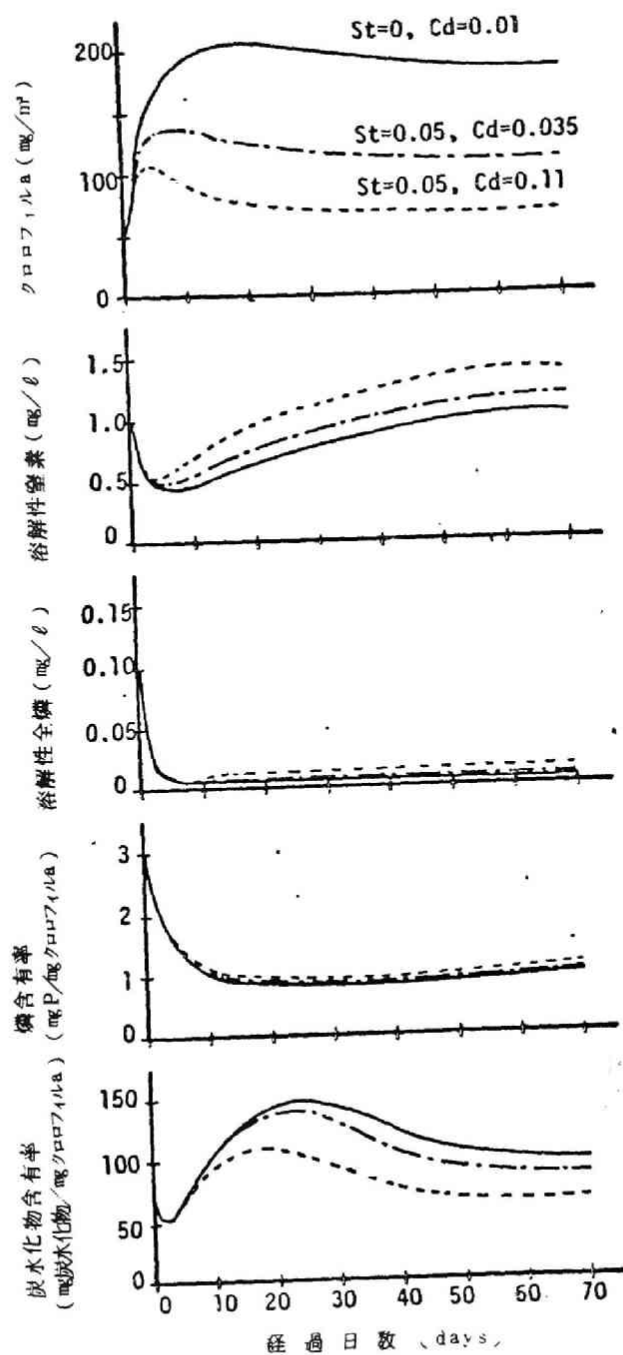


図 6-52 モデル 2 によるシミュレーション
(底泥からの栄養塩の溶出なし)

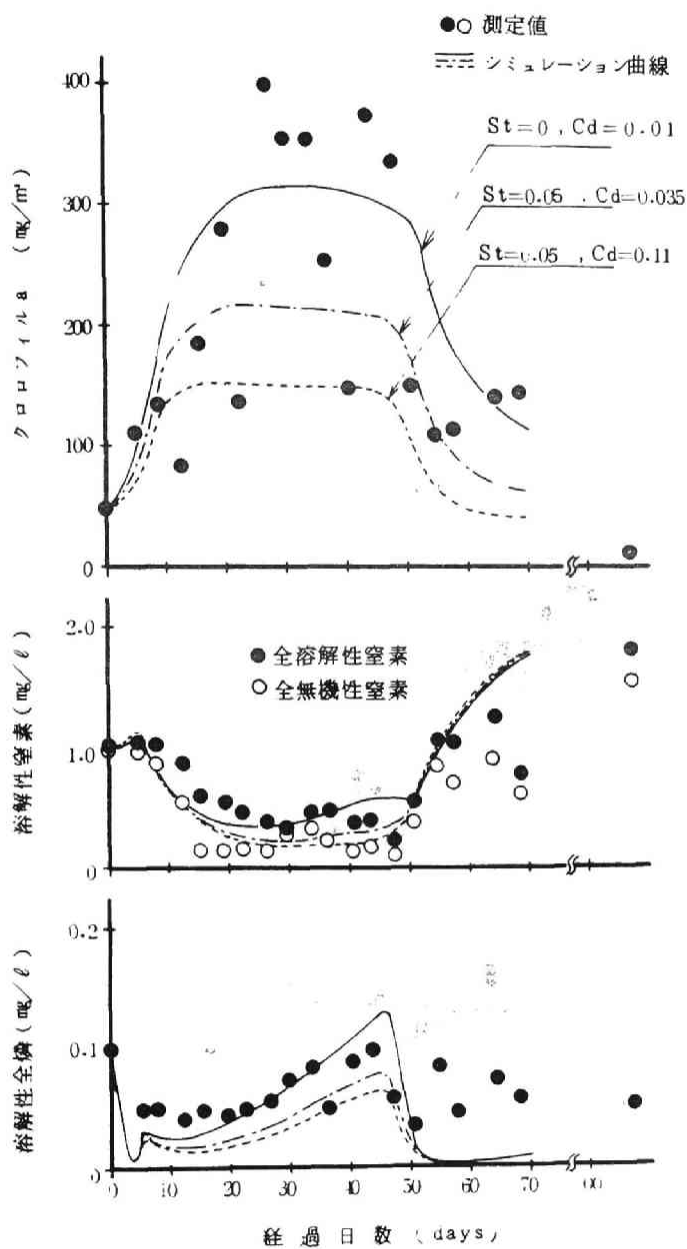


図 6-53 モデル 1 によるシミュレーション
 (底泥からの栄養塩の溶出あり)

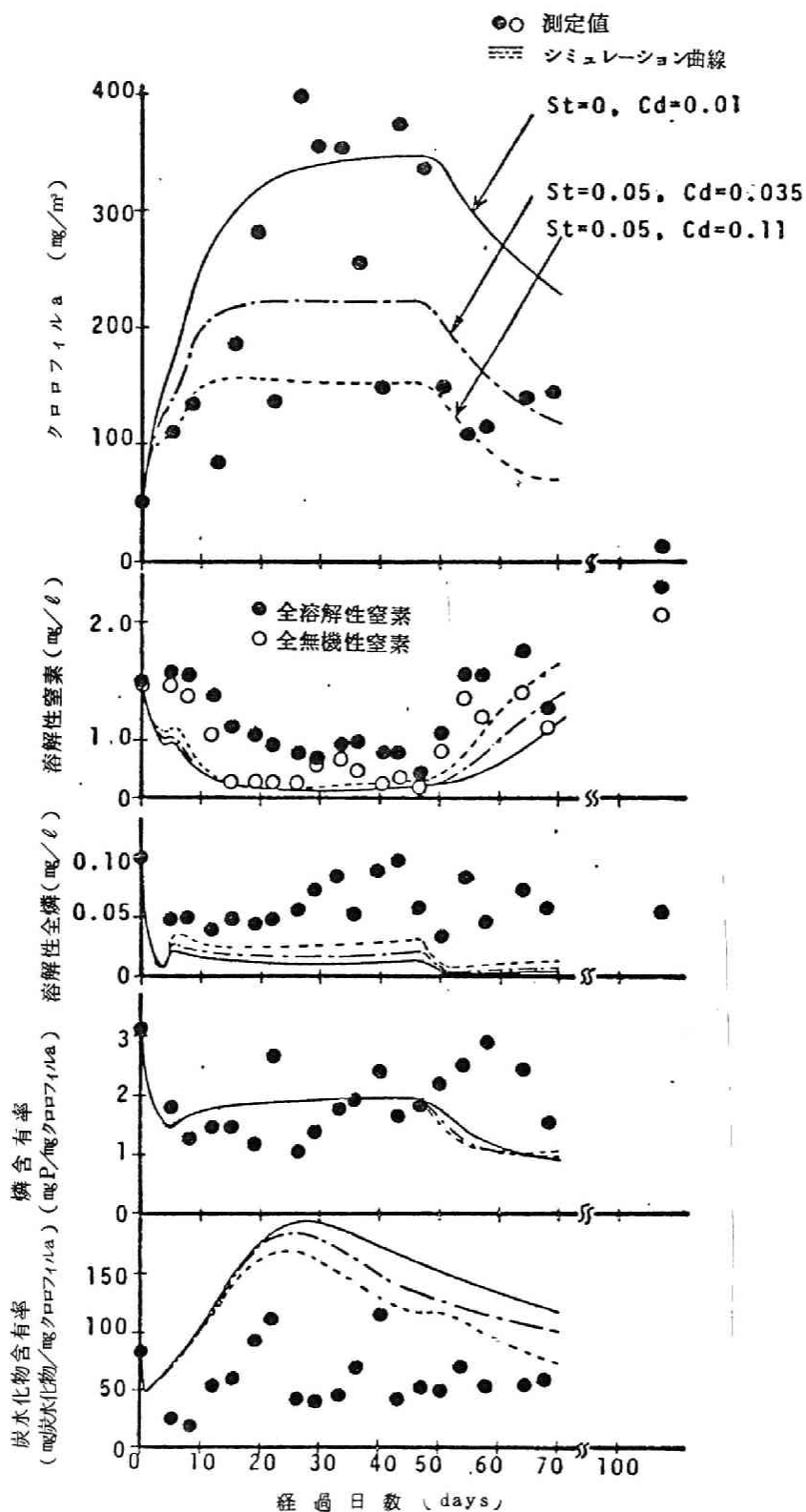


図 6-54 モデル 2 によるシミュレーション
 (底泥からの栄養塩の溶出あり)

また、表6-1, 6-14, 6-15, および 6-17 に示されるパラメータ値, 式(6-22)および(6-23)に示される気象条件式を用いて, 式(6-19)および(6-21)によって(モデル2), 夏期の底泥からの栄養塩の溶出あるいは供給量の増加のない場合のクロロフィル a , 溶解性窒素および磷, 藻類中炭水化物含有率および藻類中磷含有率の変動をシミュレート計算を行なった結果を図6-52に示す。

尚, この場合の計算開始日は調査開始日の7月14日とし, 初期値は7月14日の測定値を用いた。

栄養塩の供給量の増加のない場合は, クロロフィル a はモデル1および2による計算とも計算初期に増加しその後 S_t および C_d の係数の値によって減少あるいは維持する傾向がみられ, 最大現存量あるいは現存量は, 係数 S_t および C_d の値によって影響を受ける。溶解性の窒素は増加し一定値に近づく傾向(モデル1), あるいは一度減少し, その後増加し一定値に近づく傾向(モデル2)を示している。溶解性の磷は計算開始後より数日間でほとんど無くなった。これより, このシミュレート計算では, 磷が制限栄養塩であることが示されており, モデル1のクロロフィル a の現存量よりモデル2のその値が大きいのは, モデル2において藻類中の磷の含有率を可変にしてあるためで, 図6-52には磷が制限である場合は藻類中の磷含有率が減少することが示されている。

藻類中の炭水化物の含有率は全日射量が高いときに高い値を示す傾向がみられ, また S_t および C_d の値が小さいときは変動巾が大きい傾向がみられる。この場合, モデル1でも2でも, クロロフィル a の現存量, 溶解性の窒素および磷の変動パターンは調査測定データ(図6-10, 6-14)とはかなり異なっている。

水温が25°Cになると底泥上層付近まで嫌気性となり, 窒素および磷が溶出するとして, 同様に計算した結果を図6-53(モデル1)および図6-54(モデル2)に示す。これらの図におけるプロットは実測値であるが両者とも, クロロフィル a の現存量および変動パターン, 溶解性窒素および磷の変動パターン, 特に40~50日前後の底泥からの栄養塩溶出に起因する増加傾向, また図6-54においては藻類中の磷含有率および炭水化物含有率の変動もかなりシミュレートしている。尚, この場合, 窒素と磷のバランスがとれているかあるいは幾分窒素が制限栄養塩である傾向にあるので, モデル1および2での藻類の現存量はあまり変わらないが, ただモデル2の場合, 溶解性の磷が少なくなる50日以後のクロロフィル a の減少は藻類中の磷含有率が急激に減少しないためモデル1の場

合より遅れる傾向がみられる。

霞が浦のような浅く富栄養化している湖においては底泥からの栄養塩の溶出あるいは藍藻による窒素の固定等による影響が非常に大きいことが示されており、この点に関する本格的な調査研究が必要であることが示されている。

第四節 結語

湖沼の適正な水質管理のためには、湖沼における水質変動特性、とりわけ富栄養化現象に関連した水質の変動特性を把握することが必要であり、またこの現象の数値モデルによるシミュレーション計算も有益な情報を与えてくれる。

本章では、このような観点で、霞が浦高浜入を対象として、藻類増殖の活発な夏期に水質調査を行ない、水質変動特性を把握し水質相互間の関連性について検討を行ない、これらをシミュレートする動力学モデル式の展開を試みた。そしてあわせて第五章で提示した光合成および磷の蓄積を加味した藻類増殖の動力学モデルの湖沼への適用性についても検討を試みた。得られた主要な結果を各節毎に述べると以下のようなものである。

第一節では、調査対象である霞が浦高浜入の地形的水理的および水質的な現状について文献的考察をもとに概説し、高浜入は霞が浦の石岡寄の入江であり表面積 27 km^2 、平均水深 3.2 m 、および容積は $87.8 \times 10^8 \text{ m}^3$ であること、夏期には *Microcystis* の大量発生により種々の問題が生じていること、水流については最奥部（区画2まで）は奥部水系に支配されるが、区画3以降は奥部水系および沖合水系の2水系の影響を受け前者は出島寄に、後者は玉造町寄により強い影響を及ぼすこと、および主な流入河川は恋瀬川、山王川、園部川、梶無川、ならびに菱木川であり、これらの河川による栄養塩の年平均流入量は 1.9 ton N/day ならびに 0.27 ton P/day 程度であること等を示した。

第二節では、調査内容および実験結果について述べ、調査期間中の気象状態、表層水の藻類量の変動、栄養塩の変動および富栄養化関連水質の変動等について考察したが、その結果、つぎのような知見を得た。

(1) 各測定地点での電気伝導度の変動特性より、大まかには湖水は地点1から地点5へと流れているが、地点2以降ではかなりの水の混合もあると推察される。

(2) 全日射量および各地点での水温は7月中旬より上昇し始め、7月下旬より8月初めにかけて1週間程度最高値(各々、 $500 \text{ cal/cm}^2/\text{day}$ 前後、および 30°C 前後)を示し、その後低下する傾向にあり、全体的に冷夏であった。

(3) クロロフィル a は、地点1では全日射量および水温の上昇とともに増加し8月初めより下旬にかけて $300 \mu\text{g/l}$ 前後の値となりその後低下する傾向を示し、地点2では8月下旬より9月初めにかけて高い値となり $250 \mu\text{g/l}$ 前後の値を示した。地点3, 4および5では $30 \sim 100 \mu\text{g/l}$ 程度の値であり、沖合に行くにしたがって最高値を示す時期が遅くなる傾向があるが、これはこの時期には浮遊性の *Microcystis* が優占種であるため水流による効果が大いようである。

(4) 浮遊性物質(SS)中の炭水化物、およびSS中の栄養塩(窒素、磷および炭素)の変動はクロロフィル a の変動パターンと同様であった。

(5) 溶解性全磷はクロロフィル a の増加に伴なって低下する傾向にあるが、その程度はあまり顕著ではなく、 10.05 mg/l 前後の値を示す。また8月中旬から9月初めにかけて一時的に上昇する傾向にあり、この時期に過剰の供給のあることが示唆されている。溶解性の無機性窒素はクロロフィル a の増加に伴なって減少し、クロロフィル a の減少に伴なって再び上昇する傾向にあった。

(6) 溶解性の有機性窒素および溶解性の有機性炭素の変動は生菌数の増減により影響を受ける傾向にあった。

(7) クロロフィル a の増加に伴なって、炭酸塩は低下し、溶存酸素は増加し、そして pH が上昇するという経日的な変動特性を示し、そして炭酸塩の低下と溶存酸素の増加との関係は光合成商を1とした時の関係 2.67

$(\text{mg O}_2/\text{mg C})$ に近いこと、および pH は炭酸塩濃度の増加に従って低下することを図示した。

(8) 光合成産物である炭水化物のクロロフィル a に対する含有率は、光合成速度と関係があり、また溶存酸素との関係のあることも示された。

湖沼における水深による影響について、とくに水中照度の水深方向の減衰を中心に考察し、Lambert - Beerの法則に示される光の減衰係数は藻類量と1次式の関係にあるとして数式表示を行ない、SS濃度およびクロロフィル a 濃度、透明度、ならびに生産層の深さのデータより、これら各項目についての

相互関係について検討を試み、クロロフィル *a* の変化による光の水中減衰係数への影響を示す比例定数の値として他の湖でも観察される程度の値である 1.6 m^{-1} (クロロフィル *a* mg/ℓ) $^{-1}$ を、また湖水自体の光の減衰程度を示す定数として透明な湖水の 10 倍程度大きな値である 1.3 m^{-1} を得、そして生産層の深さは透明度の 2.5 倍であること、および減衰係数は透明度の逆数の 1.8 倍であること等の結果を得た。この結果をもとに、各地点での水深方向の水質項目の変動について考察を行ない、光合成層の水深付近を境にして、光合成の程度を示す指標である溶存酸素、pH および炭水化物含有率は急激に低下し、一方全炭酸は増加するという結果を得た。藻類中の物質とクロロフィル *a* や SS との相互関係について最小二乗法による直線近似により、霞ガ浦高浜入における夏期の藻類の平均的な化学的組成について検討を行ない、全サンプルについての SS 中のクロロフィル *a*、窒素、磷、炭素、および炭水化物の含有率は各々 $0.0071\text{ mg クロロフィル } a / \text{mg SS}$, $0.064\text{ mg N} / \text{mg SS}$, $0.0086\text{ mg P} / \text{mg SS}$, $0.35\text{ mg C} / \text{mg SS}$ および $0.33\text{ mg 炭水化物} / \text{mg SS}$ であり、単位クロロフィル *a* 当たりの磷の含有率が高い (クロロフィル *a* が低濃度になるとより顕著となるが) 以外は、一般に知られる割合と同程度であった。

霞ガ浦高浜入での測定地点に合わせた区画割を行ない、測定期間中の夏期の平均値を各区画での代表値として用いてこの期間中における各区画での栄養塩 (炭素、窒素および磷) の挙動、すなわち河川による流入量、存在量、純生産による有機性への変化量および流出量等について無機性、溶解性で有機性、および浮遊性で有機性の各形態別に検討を行ない、また滞留時間が測定期間に比し十分に短い区画 2 までの水域についての各栄養塩の各形態毎の収支を取り、追加供給や沈降量等についての検討を試みた。その結果、高浜入の全水域における各栄養塩の夏期の平均存在量は POC で 439 トン、DOC で 354 トン、IC で 650 トン、PON で 64 トン、DON で 26 トン、IN で 11 トン、POP で 14 トン、および DTP で 5 トン程度であり、純生産による有機性への平均変化速度は C で $33.0\text{ ton} / \text{day}$, N で $5.9\text{ ton} / \text{day}$, および P で

$1.3\text{ ton} / \text{day}$ 程度であること、およびこの時期では区画 2 までの水域については、有機性の炭素および溶解性の全磷は底泥からの溶出量に相当する量の追加供給があり、無機性炭素は空気中からの溶解量に相当する量の追加供給があり、窒素については全調査期間の平均で算出すると比較的よく収支が合うが

8月のみの平均により算出すると底泥からの溶出に相当する量の追加供給があること等が示された。

第三節では、調査地点1におけるクロロフィル a および栄養塩等の変動をシミュレートする動力学モデルを2とおり（1つは第5章の提示モデルを、もう1つは Michaelis - Menten 型のモデルを用いて）展開し、各々のモデル式のパラメータや環境条件式（光合成層の水深，日射量，水温，スペース効果等）を実験結果および文献考察をもとに算定し、シミュレート特性について考察した。その結果，最適に近い条件下での比増殖速度定数は $1.20 (1/\text{day})$ ，あるいは光合成速度定数は $106 \text{ mg炭水化物}/\text{mgクロロフィル}a/\text{day}$ であること，いずれのモデルにおいてもクロロフィル a や栄養塩等の変動特性を比較的良くシミュレートしうること，クロロフィル a の現存量に沈降や捕食等による減衰速度定数の値が大きく影響すること，底泥からの栄養塩の溶出や窒素の固定等を含めて夏期に栄養塩の供給量の増加が重要な因子であることが示された。

以上により，夏期における高浜入の水質変動特性についての概略を知ることができたとともに今後更なる研究，特に栄養塩負荷量の変動や底泥からの栄養塩の溶出機構についての研究が必要であることも知られた。

第七章 結 論

本研究は、独立栄養性微生物として藻類をそして従属栄養性微生物として活性汚泥を対象にして微生物による光合成過程，基質除去過程，新陳代謝過程および自己分解過程を表示しうる動力学モデルの展開を試み，これら各過程を1まとめにして微生物の増殖と基質の除去とを取り扱った従来の動力学モデル式では表示しえなかった現象，例えば光合成活性，藻類中への磷の蓄積，栄養塩条件による藻類中物質（炭水化物等）の変動，活性汚泥細胞中の蓄積物の変動，活性汚泥による急激な初期基質除去，および沈降特性や基質除去活性度の変化等をシミュレートしようとしたものである。すなわち，細胞内の蓄積物や細胞内物質の変動に注目して，文献的考察および回分式での実験結果をもとに上記各過程の動力学モデル化を試み，実験結果をもとにモデル式の検証を行なうとともにパラメータの値を算定し，そしてこれら動力学モデルの実際の場合への適用性の検討を試みたものである。本研究は，文献的考察，基礎実験，動力学モデル式の展開，基礎実験に基づくパラメータ値の算定，実際の場合で顕在化している問題（活性汚泥法における流入水負荷変動に対する応答特性，および富栄養湖における藻類増殖と水質変動特性）の実験的検討，および実際の場合の問題への動力学モデル式の適用ならびにこれによる検討より構成されている。

本研究によって得られた主要な成果を，各章ごとにまとめて示すと以下のようである。

第一章では，本研究の意義について概説し，本研究で展開される動力学モデルは活性汚泥法において良好な安定した処理水を得るための設計・操作法を検討するために，また湖沼における富栄養化現象の把握のために必要であることを述べた。そして，本研究で展開を試みたような，微生物による基質の摂取過程，代謝過程，増殖過程および光合成過程を考慮した動力学モデルは少ししか提示されておらず，また，それらのモデル式のパラメータの算定や実際現象への適用性の面から十分に検討されたものはほとんどみあたらないことを述べた。

第二章では，細胞内蓄積物に注目して，活性汚泥による基質の摂取・代謝に関する一連の動力学モデルを提案した。そして回分式の基礎実験を行ない細胞内の炭水化物や蛋白質に注目して，活性汚泥による基質の浄化特性の把握を行なうとともに，モデルのパラメータの値の算出を試みた。その結果，提示モデ

ルにより基質摂取過程，細胞内蓄積物の変動，微生物量の増減，最終生成物の変化ならびに活性度の変化がシミュレートできることを示すとともに他の研究者による実験結果の本モデルに基づく検討をも行なった。また酸素消費速度についてはその特性表示を行なった。以上により，活性汚泥法における汚泥操作や流入水負荷変動に対する処理操作の検討を行なううえでの基本因子間の関連を表示することができた。尚，本章での動力学モデル化においては，細胞内の最大蓄積物容量 S_T/M を仮定し，基質摂取速度は蓄積物不飽和量に支配されるとして数式モデル化を行なった点にも特色がある。

第三章では，第二章で提示した動力学モデルに及ぼす培養 F/M 比および窒素欠乏条件による影響を検討した。第二節では，動力学モデルに及ぼす培養 F/M 比の影響について実験的に検討を行ない，実験結果を提示モデルに従って解析を行なった。その結果，培養 F/M 比を大きくすることの影響は最大蓄積物容量 S_T/M の値が大きくなるだけで，同じ基質摂取速度定数の値を用いても十分に現象の表示をすることができることが示された。第三節では，窒素欠乏条件下での活性汚泥の挙動について実験的に検討を行ない，提示モデルに従って解析を行なった結果，媒体中の窒素は細胞合成経路の進行に伴って必要量摂取されること，および窒素欠乏下では細胞合成経路の進行が妨げられ蓄積物がだんだん増加していくことが示された。

第四章では，活性汚泥法の流入水負荷変動に対する応答特性について実験的検討を試みるとともに，第三章第二節での知見に基づいて第二章で提示したモデルを使ってその応答特性のシミュレーションを試みた。すなわち，第三節ではエアレーションタンク内の流れを完全混合槽列モデルで表示して，処理状態や汚泥の挙動等を示す数式モデル式を展開し，これに伴って，最終沈殿池における汚泥の挙動の物質収支的な解析も行なった。第四節では，完全混合型エアレーションタンクを有する活性汚泥プラントの流入水質負荷変動に対する応答特性を実験的に検討を行なうとともに，数式モデルによる応答特性のシミュレーションを試みた。その結果，数式モデルにより，実験結果で示された流入水質負荷の上昇に伴う放流水質の悪化，MLSSの上昇，細胞内蓄積物あるいは酸素消費速度の上昇，基質除去活性度の低下および汚泥の沈降性の悪化傾向，とくに $1.6 \text{ kg BOD/kg MLSS/day}$ 程度に負荷を増加させることによる汚泥の沈降性の悪化，ひいては操作困難な状態となる傾向がシミュレートされる

ことを示した。第五節では、標準活性汚泥法における基質の浄化特性について実験的に検討を行なうとともに、数式モデルで十分にその浄化特性および流入水質負荷変動に対する応答特性をシミュレートできることを示した。第六節では、第三節で行なった最終沈殿池での汚泥の挙動の解析について実際のデータを使って検討を行ない、流入水量の変動に対しても十分に適用性のあることを確かめた後、流入水量および水質の変動に対する活性汚泥法の応答特性についてシミュレーション計算により検討を行なった。この結果流入水量の変動がより大きな影響を系に与えること、負荷変動のピークの大きさとともにその継続時間やパターンが重要であること、および汚泥返送率やエアレーションタンク内の滞留時間を大きくとることにより流入水負荷変動の影響をある程度は軽減しうること等の知見が得られた。

第二章で提示した動力学モデルでは汚泥内炭水化物が主な蓄積物である場合はパラメータの算定や評価が行ないやすいが、都市下水処理場でのこれらの因子の把握については、例えば DNA, RNA, ATP あるいはその他の細胞内物質の測定等を含めて今後さらに研究することが必要である。また、流入水量および水質の変動パターンの解析、最終沈殿池における汚泥の挙動についてのより詳細な解析、および制御方式等を含めて、第四章で示した手法の実際の処理場への適用性についてさらに研究することが必要である。

第五章では、*Chlorella* sp. を用いて基礎的な増殖実験を行ない、その増殖過程における溶解性の窒素および磷濃度の変化、藻類中のそれらの含有率の変化、藻類中の炭水化物含有率の変化について経時的に測定し、増殖のための必要量に応じた窒素の摂取傾向、藻類中への過剰の磷の蓄積、磷含有率による光合成活性への刺激、および窒素欠乏下での藻類中の炭水化物含有率の増加傾向等の結果を得た。そして、これらの実験結果に基づいて、光合成過程、栄養塩の摂取過程、新陳代謝過程および自己分解過程を表示しうる一連の動力学モデルの提示を行ない、このモデルに含まれる各種のパラメータの値の算定を行なった。この結果、実験データにより示される現象の特性をシミュレートできることを示した。尚、蓄積性の磷の摂取については第二章での基質の摂取と同様の数式表示を行なったが、これは本研究での数式表示の特色である。

第六章では、湖沼の富栄養化に伴う藻類の増殖を中心とした水質変動特性の把握を行なう目的で、霞ガ浦の高浜入において夏期に経日的な調査研究を行

ない、富栄養化に関連した水質項目の変動特性、藻類の化学的組成、および各水質項目間の相互関係について把握を行なうとともに、動力学モデル式によるこれらの特性のシミュレートを試みた。その結果第二節においては、全日射量と水温の上昇に伴う藻類量の8月初めにかけての急激な増加およびその後の減少と沖合への流送傾向、藻類量の増加に伴う溶解性栄養塩の低下、および藻類量の増加に伴う炭酸塩の低下ならびに溶存酸素と pH の上昇等の経日の変動特性を把握し、炭酸塩の低下と溶存酸素の増加との関係は光合成商を 1 とした時の関係 $2.67 \text{ } \mu\text{g O}_2 / \mu\text{g C}$ に近いこと、pH は炭酸塩の増加に従って低下すること、および藻類中の炭水化物含有率は光合成速度と関係があること等とくに富栄養化現象に関係する水質相互間の関係を図示した。水深方向の水中照度の減衰係数を藻類濃度と関係づけ、生産層の深さを藻類濃度に関する関数表示を行ない、この生産層の深さ付近で光合成が極端に低下する、すなわち上記富栄養化関連水質項目が変化することを示した。調査期間中における平均的な藻類の化学組成についても考察し、磷の含有率が高い以外は一般に知られる割合と同程度であることを示した。そして、高浜入における各栄養塩の調査期間中の平均存在量および無機性から有機性への平均変化速度の算出を行ない、夏期においては各栄養塩の底泥からの溶出量や空気中からの溶解量に相当する量の追加供給量を把握することが重要であることを示した。第三節では、高浜入最奥部における区域を対象にして、第五章で提示したモデルおよび Michaelis - Menten 型のモデルの両者を用いて、藻類量や栄養塩濃度の変動をシミュレートしうる動力学モデルの展開を試み、提示モデルにより比較的良く現象をシミュレートしうること、沈降、死亡、および捕食等の係数値が藻類現存量に大きく影響すること、および底泥からの溶出等の夏期における栄養塩の供給の増加が重要であること等を示した。

第五章で提示したモデルでは、これに及ぼす環境条件等のデータの蓄積が乏しく、また実際の湖沼での藻類中の栄養塩や炭水化物含有率等のデータが乏しく、本モデルの実際の湖沼への適用性についてはさらに研究を進める必要がある。また、湖沼への栄養塩の負荷量についてもデータが乏しく、ましてや経時的、経日的あるいは経月的な変動についてはほとんどデータがなく、湖沼での富栄養化現象の解析ではこういった面からの研究も必要であろう。また *Microcystis* (アオコ) のような浮上性の藻類の多量に発生する湖沼におい

ては、水の流れや風の影響の因子についての研究も非常に重要であろうと考えられる。

以上本研究では、微生物の増殖と基質の摂取を表示するために、光合成過程、基質摂取過程、新陳代謝過程および自己分解過程に分けて、これらの各過程を表示しうる一連の動力学モデルの展開を試み、これにより従来の動力学モデルでは表示しえない現象の表示を行ない、問題となっている現象の基本的な因子の変動や相互関連について表示することができた。しかしながら、これらの動力学モデルに及ぼす種々の影響因子やより正確な実際の場合への適用については、本章の中で述べた問題点とともに、今後さらに研究を重ね、モデル化の手法とともに本研究で提示したモデルを改善、確立していく必要がある。

謝 辞

本論文は、京都大学工学部衛生工学科水質工学研究室および国立公害研究所水質土壌環境部水質環境計画研究室において、合田 健水質土壌環境部長（前、京都大学工学部教授）の御指導のもとに、著者が行なってきた研究成果をまとめたものである。著者が水質工学研究室に席を置いて以来、現在も終始御指導、御鞭達を賜っている合田 健博士に深く感謝いたします。また、研究成果のとりまとめにあたって、御指導、御助言を賜わった京都大学工学部衛生工学科教授岩井重久博士、同 井上頼輝博士に心から感謝の意を表します。

本研究の遂行にあたって、御指導、御助言を頂いた京都大学工学部衛生工学科助教授宗宮 功博士、国立公害研究所水質土壌環境部陸水環境室長須藤隆一博士に感謝の意を表するとともに、種々お世話になった京都大学水質工学研究室および国立公害研究所水質土壌環境部の皆様方に厚く御礼申し上げます。とくに実験や調査観測の際に御指導、御協力を頂きました当時京都大学工学部助手中野弘吉氏（現、日建設計）、国立公害研究所水質土壌環境部研究員相崎守弘氏、および当時京都大学大学院生河野哲郎氏（現、山梨大学講師）に感謝いたします。

使用記号

第一章

μ_{max}	最大比増殖速度
a	微生物対基質の比を表わす収率係数
K_X	基質 X に関する Michaelis 定数
k_0	0 次式表示の増殖速度定数
k_1	1 次式表示の増殖速度定数
M	微生物濃度
t	時間
X	基質濃度

第二章および第三章

α	蓄積物のうち細胞合成に使われる割合
δ	微生物乾燥重量対細胞構成蛋白質の比 (mg/mg)
λ	基質除去活性度
a_2	換算係数 (mg 基質 / mg 蓄積物)
a_3	" (mg 微生物 / mg 蓄積物)
a'_3	" (mg O_2 / gr 蓄積物)
a'_4	" (mg O_2 / gr 微生物)
a_5	" (mg 最終生成物 / mg 微生物)
a'_N	新陳代謝に伴なって摂取される窒素の割合 (mg 窒素 / mg 蓄積物)
K_1	反応速度定数 (mg X_n / mg M / hr)
K_2	基質摂取速度定数 ($1/hr$)
K_3	新陳代謝速度定数 ($1/hr$)
K_4	自己分解速度定数 ($1/hr$)
M	微生物濃度 (細胞構成蛋白質 mg/ℓ)
N	溶解性窒素濃度 (mg/ℓ)
O_2	酸素量 (mg)
P_r	最終生成物濃度 (mg/ℓ)
S	細胞内蓄積物濃度 (mg/ℓ)
S_T	飽和蓄積物濃度 (mg/ℓ)

S_b	平衡蓄積物濃度 (mg / ℓ)
t	時間 (hr)
X_1	細胞内へ透過可能な基質の濃度 (mg / ℓ)
X_1^*	X_1 の濃度が速度に関与し始めるときの X_1 の濃度 (mg / ℓ)
X_n	直接摂取不可能な基質の濃度 (mg / ℓ)
X_n^*	X_n の濃度が速度に関与し始めるときの X_n の濃度 (mg / ℓ)

$$\left[\frac{X_1}{X_1^*} \right] = \begin{cases} 1, & X_1 \geq X_1^* \\ X_1 / X_1^*, & X_1 < X_1^* \end{cases}$$

第四章

α	蓄積物のうち細胞合成に使われる割合
δ	微生物乾燥重量対細胞構成蛋白質の比 (mg / mg)
λ	基質除去活性度
a_2	換算係数 (mg 基質 / mg 蓄積物)
a_3	" (mg 微生物 / mg 蓄積物)
a'_3	" ($\text{mg } O_2$ / gr 蓄積物)
a'_4	" ($\text{mg } O_2$ / gr 微生物)
a_5	" (mg 最終生成物 / mg 微生物)
b	濃縮係数
b_1	エアレーションタンクからの汚泥の供給量に直接影響を受けるとしたときの b
b_2	1 日平均のあるいは負荷変動前の供給量に支配されるとしたときの b
C	飽和蓄積容量 ($= S_T / M$), (mg / mg)
d	最終沈殿池からの汚泥の流出率
K_2	基質摂取速度定数 ($1 / hr$)
K_3	新陳代謝速度定数 ($1 / hr$)
K_4	自己分解速度定数 ($1 / hr$)
f_n	濃縮特性関数
M	微生物濃度 (乾燥重量 mg / ℓ)
M_p	細胞構成蛋白質濃度 ($= M / \delta$), (mg / ℓ)
$MLSS$	エアレーションタンク内の活性汚泥濃度 (mg / ℓ)

$MLVSS$	エアレーションタンク内の揮発性活性汚泥濃度 (mg/ℓ)
m	負荷変動倍率
n	完全混合槽列モデルでの槽の数
O_2	酸素量 (mg)
P_r	最終生成物濃度 (mg/ℓ)
Q	流入水量 (m^3/hr)
Q_R	汚泥返送量 (m^3/hr)
r	汚泥返送率 ($= Q_R/Q$)
S	蓄積物濃度 (mg/ℓ)
S_T	飽和蓄積物濃度 (mg/ℓ)
T	槽列モデル各槽での滞留時間 ($= V/\{nQ(1+r)\}$), (hr)
t	時間 (hr)
V	エアレーションタンク容量 (m^3)
W	最終沈殿池での微生物総量 (gr)
ω	汚泥引抜率
X	エアレーションタンク内基質濃度 (mg/ℓ)
X^*	X の濃度が速度に関与し始めるときの X の濃度 (mg/ℓ)
X_0	流入水基質濃度 (mg/ℓ)

状態変数の添字 $1, i, j, n$ はそれぞれ第 $1, i, j, n$ 槽での値を示し、添字 eq は平衡状態での操作時の値を、添字 t および $mean$ はそれぞれ時刻 t における値、および1日平均あるいは負荷変動を受ける前の値を示す。

$$\left[\frac{X}{X^*}\right] = \begin{cases} 1, & X \geq X^* \\ X/X^*, & X < X^* \end{cases}$$

第五章および第六章

α	炭水化物の細胞合成に使われる割合
β	スペース効果因子
r	スペース効果の程度を示す係数 ($(\text{クロロフィル } a \text{ } mg/\ell)^{-1}$)
ϵ	光の水中減衰係数 (m^{-1})
A	水表面積 (m^2)
a_C	炭水化物からクロロフィル a への換算係数 ($mg \text{ クロロフィル } a / mg \text{ 炭水化物}$)

a_N	藻類細胞構成物としての窒素含有率 (mg 窒素 / mg クロロフィル a)
a_P	" 磷含有率 (mg 磷 / mg クロロフィル a)
C_d	死亡および捕食速度定数 ($1 / \text{day}$)
C_r	呼吸速度定数 ($1 / \text{day}$)
C_S	藻類中炭水化物の濃度 (mg / ℓ)
F_R	日射量影響因子
F_T	水温影響因子
f_p	光合成速度定数 (mg 炭水化物 / mg クロロフィル a / day)
G	藻類増殖速度 ($1 / \text{day}$)
g	藻類濃度による ϵ への影響比を示す係数 ($m^{-1} (\text{クロロフィル } a \text{ } \text{mg} / \ell)^{-1}$)
h	湖水自体の水中照度減衰係数 ($1 / m$)
K	R_b , \bar{T}_b での比増殖速度 ($1 / \text{day}$)
k_2	磷摂取速度定数 ($1 / \text{day}$)
k_4	新陳代謝速度定数 ($1 / \text{day}$)
k_6	自己分解速度定数 ($1 / \text{day}$)
M	微生物濃度 ($\text{クロロフィル } a \text{ } \text{mg} / \ell$)
M_c	スペース効果が効き始めるときの M (mg / ℓ)
M_{max}	M の可能最大濃度 (mg / ℓ)
N	溶解性窒素濃度 (mg / ℓ)
N_{K_0}	恋瀬川からの流入水中の N (mg / ℓ)
N_{S_a}	山王川からの流入水中の N (mg / ℓ)
P	溶解性磷濃度 (mg / ℓ)
P_0	細胞構成物としての磷濃度 (mg / ℓ)
P_S	細胞中の蓄積磷濃度 (mg / ℓ)
P_{ST}	細胞中の飽和蓄積磷濃度 (mg / ℓ)
P_{cell}	細胞中の全磷濃度 (mg / ℓ)
P_{K_0}	恋瀬川からの流入水中の P (mg / ℓ)
P_{S_a}	山王川からの流入水中の P (mg / ℓ)
Q	流入水量 (m^3 / day)

Q_{Ko}	恋瀬川からの流入水量 (m^3 / day)
Q_{Sa}	山王川からの流入水量 (m^3 / day)
R	日射量 ($cal / cm^2 / day$)
R_b	基準日射量 ($cal / cm^2 / day$)
R_m	水深 z までの平均日射量 ($cal / cm^2 / day$)
R_o	水面での日射量 ($cal / cm^2 / day$)
R_a	細胞合成速度 (クロロフィル a $mg / l / day$)
R_M	新陳代謝速度 (炭水化物 $mg / l / day$)
R_N	窒素摂取速度 (窒素 $mg / l / day$)
R_P	リン摂取速度 (リン $mg / l / day$)
R_{ph}	光合成速度 (炭水化物 $mg / l / day$)
S_N	底泥からの窒素溶出速度 ($gr N / m^2 / day$)
S_P	底泥からのリン溶出速度 ($gr P / m^2 / day$)
S_t	藻類の沈降速度 (m / day)
\bar{T}	水温 ($^{\circ}C$)
\bar{T}_b	基準水温 ($^{\circ}C$)
T_r	透明度 (m)
t	時間 (day)
V	水塊容積 (m^3)
z	水深 (m)
z_e	光合成層の深さ (m)
z_h	水域の水深 (m)

環境条件を示す変数及び状態変数の添字 1 は高浜入区画 1 での値を示し、また図中の X , Y はそれぞれ X 軸, Y 軸の変数を示す。

$$[[\cdot]]_{+} = \begin{cases} \cdot, & [[\cdot]] > 0 \\ 0, & [[\cdot]] \leq 0 \end{cases}$$

参 考 文 献

- 1) 合田 健：「水質工学，基礎編」丸善（1975）
- 2) 岩井重久訳：W. W. Eckenfelder and D. J. O'Connor 著，「廃水の生物学的処理」コロナ社，（1970）
- 3) 宗宮 功：「活性汚泥法の採作因子に関する基礎的研究」京都大学学位論文（1968）
- 4) Garret, M. T., Jr. and C. N. Sawyer, Proceedings of 7th Industrial Waste Conference Purdue (1952)
- 5) V. J. Bierman, et al. "Multi-nutrient Dynamic Models of Algal Growth and Species Competition in Eutrophic Lakes" Modeling the Eutrophication Process, ann arbor science, pp.89 ~ 109
- 6) D. P. Larsen, H. T. Mercier, and K. W. Malueg "Modeling Algal Growth Dynamics in Shagawa Lake, Minnesota, with Comments Concerning Projected Restoration of the Lake" Modeling the Eutrophication Process, ann arbor science pp.15 ~ 31
- 7) 野村総合研究所：「環境影響総合解析システムの設計に関する調査報告書 (1)」環境庁（1975）
- 8) G. E. Fogg, "Algal Cultures and Phytoplankton Ecology" the Univevsity of Wisconsin Press, pp.12 ~ 67 (1975)
- 9) K. I. Dahl- Madsen and E. Gargas "A Preliminary Eutrophication Model of Shallow Fjords" the 7th International Conference on Water Pollution Research (1974)
- 10) 井上頼輝：「水質汚濁の機構と富栄養化のモデルについて」第9回水質汚濁研究に関するシンポジウム講演集，日本水質汚濁研究会（1975）
- 11) 海光瀬潜一：「貯水池の水質変化に関する基礎的研究」京都大学学位論文（1976）
- 12) B. C. Patten, D. A. Igloff, et al. "Part II, 10, Total Ecosystem Model for Cove in Lake Texoma," Systems Analysis and Simulation in Ecology, Vol. III, pp.206 ~ 423 (1975)
- 13) D. M. D. Toro, D. J. O'Connor, et al. "Part II, 11, Phytoplankton-Zooplankton-Nutrient Interaction Model for Western Lake Erie,"

- Systems Analysis and Simulation in Ecology, Vol. III, pp.423 ~ 473 (1975)
- 14) C. W. Chen and G. T. Orlob, "Part II, 12, Ecologic Simulation for Aquatic Environments," Systems Analysis and Simulation in Ecology, Vol. III., pp.476 ~588 (1975)
- 15) R. V. Thoman, D. M. D. Toro and D. J. O'Connor, "Preliminary Model of Potomac Estuary Phytoplankton" Journal of the Environmental Engineering Division, ASCE, EE3, (1973) pp.699 ~ 715
- 16) Charles F. Walters, Richard S. Engelbrecht, and Richard E. Speece: "Microbial Substrate Storage in Activated Sludge," A.S.C.E., SA 2, April, (1968)
- 17) M. Dohanyos, P. Grau, and J. Chudoba: "Kinetic Assessment of Glucose Removal and Saccharide Accumulation Capacities in Activated Sludge," the 5th Int. Water Pollution Research Conference, July-August, (1970)
- 18) G. J. Thabara j and A. F. Gaudy, Jr. : "Effect of Initial Biological Solids Concentration and Nitrogen Supply on Metabolic Patterns during Substrate Removal and Endogenous Metabolism," J. WPCF, Vol. 43, No 2, February, (1971)
- 19) Wilhelm Bucksteeg: "Determination of Sludge Activity-A Possibility of Controlling Activated Sludge Plants," the 3rd Int. Conference on Water Pollution Research II-5, (1966)
- 20) 須藤隆一・吉野 勲・三橋孝子: 「エアレーションタンクの管理指標」下水道協会誌, Vol. 5, No 45, (1968/2.)
- 21) 小堀和夫・岡沢邦明: 「活性汚泥の活性について」土木学会第 26 回年次学術講演集, (1971)
- 22) G. J. Thabara j and A. F. Gaudy: "Effect of Dissolved Oxygen Concentration on the Metabolic Response of Completely Mixed Activated Sludge," WPCF Vol. 41, No 8, Part 2, August, (1969)
- 23) T. K. George and A. F. Gaudy: "Response of Completely Mixed Systems to Hydraulic Shock Loadings," A. S. C. E., EE5, October (1973)
- 24) 寺嶋重雄, 加藤善盛: 「活性汚泥微生物の連続培養系における非定常特性について」, 第 9 回衛生工学討論会論文集, (1973)

- 25) 金子光美：「活性汚泥の微生物活性とその評価に関する研究」京都大学学位論文(1974)
- 26) W. W. Eckenfelder and D. J. O'Connor "Biological Waste Treatment" Pergamon Press (1961)
- 27) Porges, N., Jasewicz, L. and Hoover, S. R., Proc. 10th Ind. Waste Conf., Purdue Univ. (1955)
- 28) 橋本 奨 他：「活性汚泥法の浄化理論に関する研究」下水道協会誌, Vol. 5, No. 50 pp.2 ~ 15 (1962)
- 29) 北尾高嶺：「活性汚泥法の浄化機構と浄化機能とに関する研究」京都大学学位論文 (1969)
- 30) M. Naito, T. Takamatsu and L.T.Fan, "Model Identification of the Biochemical Oxidation Process," Biotech. and Bioeng. XI, pp.731 ~ 743 (1969)
- 31) J. B. Busby and J. F. Andrews "Dynamic Modeling and Control Strategies for the Activated Sludge Process" WPCF, Vol. 49, No.5 pp.1055 ~ 1080 (1975)
- 32) C.F.Burkhead and D.J.Wood: "Analog Simulation of Activated Sludge Systems," A.S.C.E., SA3, June, (1969)
- 33) C. R. Ott and R. H. Bogan: "Theoretical Analysis of Activated Sludge Dynamics." A. S. C. E., SA 1, February, (1971)
- 34) J. J. Davis, R. I. Kermode and R. W. J. Brett: "Generic Feed Forward Control of Activated Sludge," A. S. C. E., EE3, June, (1973)
- 35) M. Ramanathan and A. F. Gaudy: "Steady-state Model for Activated Sludge with Constant Recycle Concentration," Biothechnology and Bioengineering, Vol. XIII, (1971)
- 36) C. P. L. Grady and R. E. Roper: "A Model for the Bio-oxidation Process which Incorporates the Viability Concept": Water Research, Vol, 8, (1974)
- 37) C. R. Curds: "Computer Simulation of Microbial Population Dynamics in the Activated-Sludge Process," Water Research, Vol. 5, (1971)
- 38) C. R. Curds: "A Theoretical Study of Factors Influencing the Microbial Population Dynamics of the Activated-Sludge Process- I, the

- Effects of Diurnal Variation of Sewerage and Carnivorous Ciliated Protozoa," Water Research, Vol. 7, (1973)
- 39) C. R. Curds: "A Theoretical Study of Factors Influencing the Microbial Population Dynamics of the Activated-Sludge Process-II, a Computer-Simulation Study to Compare Two Methods of Plant Operation," Water Research, Vol. 7, (1973)
- 40) 小山忠四郎:「第Ⅲ編, 生物地球化学」, 海洋生化学, 海洋科学基礎講座 11, 東海大学出版会, pp.38 ~ 166 (1973)
- 41) 西条八束:「第Ⅴ編, 海洋の基礎生産」, 海洋生化学, 海洋科学基礎講座 11, 東海大学出版会, pp.285 ~ 366 (1973)
- 42) J. R. Kramer, "Chapter II, Phosphorus: Analysis of Water, Biomass and Sediments; Composition of Biomass," H. F. Allen and J.R.Kramer, Nutrients in National Waters, Environmental Science and Technology Series, pp.55 ~ 68 (1972)
- 43) W. J. Grenney, "Effect of Intracellular Nutrient Pools on Growth Dynamics of Phytoplankton," WPCF, Vol.46, No.7, pp.1751 ~ 1760(1974)
- 44) J. D. Keenan and M. T. Auer "The Influence of Phosphorus Luxury Uptake on Algal Bioassays" WPCF, Vol.46, No.3, pp.532 ~ 542 (1974)
- 45) National Eutrophication Research Program Environmental Protection Agency, "Algal Assay Procedure: Bottle Test", August (1971)
- 46) A. G. Payne, "Responses of the Three Algal Assay Procedure: Bottle Test," Water Research, Vol.9, No.4, pp. 437 ~ 445 (1975)
- 47) V. H. Huang, et al., "Nutrient Studies in Texas Improvements," WPCF, Vol.45, No.1, pp.105 ~ 118 (1973)
- 48) R. G. Wiegert "Part II, 8, Simulation Modeling of the Algal-Fly Components of a Thermal Ecosystem: Effects of Spatial Heterogeneity, Time Delays, and Model Condensation," R. H. Boling, Jr, et al. Systems Analysis and Simulation in Ecology, Vol.Ⅲ, pp.157 ~ 182, (1975)
- 49) 土木学会:「琵琶湖の将来水質に関する調査報告書(昭和50年度)」
- 50) W. J. Maier, "Model Study of Colloid Removal "J.WPCF, Vol.40, No.3, Part 1, (1968)

- 51) C. Robert Baillod and William C. Boyle : "Mass Transfer Limitation in Substrate Removal," A. S. C. E., SA2, April, (1970)
- 52) Bird, R. B., Stewart, W. E., and Lightfoot, E. N. : Transport Phenomena," John Wiley and Sons Inc., New York, (1960)
- 53) Rickenberg, H. V., G. N. Cohen, G. Buttin, and J. Monod : La Galactoside-Permease d'E Coli," Ann. Inst. Pasteur, 91; 829, (1956)
- 54) Kapes A. and G. N. Cohen : "Permeation, in the Bacteria 4," Acad. Press, New York, (1962)
- 55) R. D. Robarts and A. G. Kompton : "Use of ^{14}C -Glucose to Study Substrate Removal by Activated Sludge," J. WPCF, Vol.43, No.7, July, (1971)
- 56) 中野重和 : 「活性汚泥の代謝と吸着に関する基礎的研究」京都大学修士論文 (昭和45年度)
- 57) 沢田敏一他 : 「下水試験法」日本下水道協会 (1967)
- 58) 田井慎吾 : 「下水中の炭水化物の定量法」用水と廃水, Vol.6, No.5
- 59) Food Analysis Manual, Mannheim Boehringer
- 60) A. F. Gaudy, Jr. : "Colorimetric Determination of Protein and Carbohydrate, Industrial Water and Wastes," January-February, (1962)
- 61) W. W. Eckenfelder, Jr. : "Biological Treatment of Waste Water, Advances in Hydroscience, Vol.3, (1966)
- 62) R. E. McKinney "Microbiology for Sanitary Engineers" McGRAW-HILL BOOK (1962)
- 63) 堀 春雄他 : 「上水試験法」日本水道協会 (1970)
- 64) 本郷文男他 : 「下水道試験法」日本下水道協会 (1974)
- 65) 河野哲郎 : 「活性汚泥のバルキング現象に関する考察」京都大学修士論文 (1974)
- 66) 安中徳二, 及川直也 : 「下水処理場に流入する負荷量について」, 土木学会第24回年次学術講演集第2部, (1969)
- 67) A. T. Wallence and D. M. Zollman : Characterization of Time-Varing Organic Loads," A.S.C.E., SA3, June, (1971)
- 68) R. P. Logan and W. F. Budd : "Effect of BOD Loadings on Activated Sludge Plant Operation," Biological Treatment of Sewage and Industrial

Wastes, Vol.1, Part 3, B. Joseph Mc. and W. W. Eckenfelder

- 69) 下水道協会編：「下水道施設基準と解説」，（1972）
- 70) D. L. Ford and W. W. Eckenfelder: "Effect of Process Variable on Sludge Floc Formation and Settling Characteristics," WPCF, Vol.39, No.11, (1967)
- 71) 宗宮功，中野弘吉，河村正純：「水質負荷変動に対する活性汚泥の挙動」，下水道協会，第7回下水道研究発表会講演集，（1970）
- 72) C. E. Adams and W. W. Eckenfelder: "Response of Activated Sludge to Organic Transient Loadings," A. S. C. E., SA2, April, (1970)
- 73) K. L. Murphy and B. I. Boyho: "Longitudinal Mixing in Spiral Flow Aeration Tanks," A. S. C. E., SA2, October, (1967)
- 74) 東京大学農学部農芸化学教室：「実験農芸化学（下巻）」朝倉書店
- 75) 宗宮功，山田春美，河村正純，津野洋：「活性汚泥の熱処理に関する基礎的研究」，第8回衛生工学研究討論会論文集，（1970）
- 76) T. Holm and H. Palmstierma: "Changes in Glycogen and Nitrogen-Containing Compounds in *Escherichia coli*. B during Growth in Deficient Media, I. Nitrogen and Carbon Starvation," Acta Chemica Scandinavica, Vol.10, (1956)
- 77) 満田久輝：「実験栄養化学」，いずみ書房
- 78) 宮田照勝：「流系操作と混合特性」
- 79) 横浜市下水道局：「水質管理年報」昭和48年度，
- 80) 下水道事業センター：「生田下水処理場における純酸素活性汚泥法」，報告48-4-1-001（1974）
- 81) 日本下水道事業団：「下水処理場の自動制御技術の開発と評価(Ⅱ)」（1976）
- 82) 名古屋市：「水質年報」，（1975）
- 83) Parsons, T. R., et al., "On the Chemical Composition of Eleven Species of Marine Phytoplanktons," J. Fish. Res. Bd. Canada, Vol.18, pp.1001 ~ 1016 (1961)
- 84) 中西 弘：「富栄養化に関する討議論文」土木学会第12回衛生工学研究討論会，p. 56, (1976)
- 85) 田宮 博，渡辺 篤：「藻類実験法」，南江堂，pp.46 ~ 104 (1972)

- 86) H. Tominaga and S. Ichimura, "Ecological Studies of the Organic Matter Production in a Mountain River Ecosystem," *Botanical Magazine of Tokyo*, 79, pp.815 ~ 829 (1966)
- 87) 藤茂 宏:「光合成」, 基礎生物学選書, 裳華房 (1973)
- 88) 島津康男:「システム生態学」(生態学講座 36) 共立出版(1973)
- 89) Y. Aruga: *Botanical Magazine of Tokyo*, 78, pp.360 ~ 365 (1965);
有賀祐勝:「水界植物群落の物質生産Ⅱ—植物プランクトン」, 生態学講座 8, 共立出版, (1973)
- 90) 建設省霞が浦工事事務所:「霞が浦・常陸利根川管内図」(1976)
- 91) 東京天文台編纂:「理科年表」丸善(1974)
- 92) 国土地理院発行地形図(1/50,000)
- 93) 茨城県:「公共用水域の水質測定結果」昭和49年度
- 94) " 昭和50年度
- 95) 津田 勉, 浜田篤信, 佐々木道也:「昭和43年度夏季における霞が浦高浜入の水塊構成について」, 茨城県内水面水産試験場
- 96) 茨城県:「公共用水域の水質測定結果」昭和48年度
- 97) 気象庁高層气象台:「気象日報, 7月, 8月, 9月」(1976)
- 98) 土木学会:「琵琶湖の将来水質に関する調査報告書」昭和45年度
- 99) J. Fillos and R. Swanson "The Release Rate of Nutrients from River and Lake Sediments" *J.WPCF*, Vol.47, No.5, pp.1033 ~ 1042 (1975)
- 100) 田中俊博:「水質に及ぼす底泥の影響に関する基礎的研究」京都大学修士論文(1975)
- 101) R. R. Weiler "Exchange of Carbon Dioxide Between the Atmosphere and Lake Ontario" *Journal Fisheries Research Board of Canada*, Vol.31, No.3, 1974 pp.329 ~ 332
- 102) 北尾高嶺他:「湖沼底泥からのリンの溶出について」土木学会第31回年次学術講演会 第2部 pp.560 ~ 561 (1976)
- 103) 田井慎吾, 津野 洋, 須藤隆一, 合田 健:「藻類増殖におよぼす窒素および燐濃度の影響に関する研究(第1報)」土木学会, 第12回衛生工学研究討論会講演論文集(1976)
- 104) K. Hozumi, M. Ishihara and K. Shinozaki "A Simple Mathematical

- Model for the One-Producer- One-Consumer System” Jap. J. Ecol.,
26, pp.191 ~ 197 (1976)
- 105) HITACHI「HITAC, 統計計算ライブラリ」
- 106) 建設省関東地方建設局霞が浦工事事務所「昭和49年度霞が浦生物調査報告書」
- 107) 水野寿彦：「日本淡水プランクトン図鑑」保育社(1972)
- 108) 合田 健, 宗宮 功, 津野 洋：「基質除去ならびに代謝に関する動力学モデル」土木学会論文報告集第213号, pp.17 ~ 28 (1973)
- 109) 津野 洋, 合田 健, 宗宮 功：「活性汚泥中の蓄積物の挙動に関する研究」土木学会第31回年次学術講演会講演概要集2 (1976)
- 110) 津野 洋, 合田 健, 宗宮 功：「活性汚泥法における負荷変動に関する動力学的研究」土木学会第30回年次学術講演会講演概要集2 (1975)
- 111) 津野 洋, 宗宮 功, 合田 健：「動力学モデルによる活性汚泥法の水質負荷変動に関する研究(I)」, 下水道協会誌, Vol.13, No.141 (1976)
- 112) 津野 洋, 宗宮 功, 合田 健：「動力学モデルによる活性汚泥法の水質負荷変動に関する研究(II)」下水道協会誌, Vol.13, No.145, (1976)
- 113) H. Tsuno, T. Goda, and I. Somiya “Kinetic Model of Activated Sludge Metabolism and Its Application to the Response of Qualitative Shock Load” Water Research (in press)
- 114) 津野 洋, 合田 健：「クロレラ種の増殖過程における窒素および磷濃度の影響に関する研究」土木学会環境問題小委員会第9回環境問題シンポジウム (1976)
- 115) 相崎守弘, 津野 洋, 須藤隆一, 合田 健：「霞が浦高浜入の夏期における水質特性(I)」第11回水質汚濁研究に関するシンポジウム講演集, 日本水質汚濁研究会 (1977)
- 116) 津野 洋, 相崎守弘, 須藤隆一, 合田 健「霞が浦高浜入の夏期における水質特性(II)」第11回水質汚濁研究に関するシンポジウム講演集, 日本水質汚濁研究会 (1977)

